

64

BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

Deelrapport 3

Slibhuishouding

en

Bodemkwaliteit



W

De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde

BOLLEBAKKER

BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde

Deelrapport 3

Slibhuishouding

en

Bodemkwaliteit

Werkgroep

Waterbeheer Westerschelde

April 1989

Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren
Postbus 8039, 4330 EA Middelburg

Rijkswaterstaat Directie Zeeland
Postbus 5014, 4330 KA Middelburg

ELIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

INHOUDSOPGAVE

1	Samenvatting	1
2	Inleiding	3
3	Formulering van slibbalansen	
3.1	Het beschrijven van de verspreiding van slib	5
3.1.1	Algemene veronderstellingen	5
3.1.2	Het modelgebied	6
3.2	Beschrijving van de slibbalans	6
3.2.1	Schematisering	6
3.2.2	Mathematische beschrijving	7
3.3	Beschrijving van de stofstroom rivierslib	7
3.3.1	Schematisatie	7
3.3.2	Mathematische beschrijving	7
4	Kwantificering van de slibstromen en slibvoorraden	
4.1	De aanvoer via de Schelde	9
4.2	De slibvoorraad in de bodem	10
4.3	De verhouding zeeslib/rivierslib	10
4.4	Uitwisseling tussen water en bodem	10
4.5	Baggerwerkzaamheden	11
4.6	Definitieve sedimentatie	13
5	De kwaliteit van de sedimenten	
5.1	De kwaliteit van het gesuspendeerde slib in de Schelde	14
5.2	De kwaliteit van het slib in het estuarium	14
5.3	De kwaliteitsopbouw van het Land van Saeftinge	15
5.4	Berekening van de slibtransporten	16
5.5	De oplading van de bodem met cadmium, kwik en zink	17
5.6	De actuele kwaliteit van de sedimenten	18
5.6.1	De globale bodemkwaliteit	18
5.6.2	De locale bodemkwaliteit in havens	18
6	De ontwikkeling van de bodemkwaliteit	
6.1	Inleiding	19
6.2	Tijdschaaleffecten bij het saneringstempo van de lozingen	19
6.3	Scenario's voor de berging van specie bij gelijkblijvende slibbelasting	20
6.4	Lange-termijn effecten op de slibbalans	22
6.5	Samenvatting van de resultaten	22

7 Bodemkwaliteit en benthische levensgemeenschappen	
7.1 Inleiding	23
7.2 De uitwisseling van stoffen tussen water en bodem of seston	23
7.2.1 De relatie tussen opgeloste en gebonden fracties	23
7.2.2 Transport tussen water en bodem	24
7.3 De biologische beschikbaarheid van contaminanten	25
7.3.1 Beschikbaarheid en toxiciteit	25
7.3.2 Beschikbaarheid en opname bij bodemdieren	25
7.4 Correlaties tussen gehalten in sediment en gehalten in organismen	26
7.4.1 Veldwaarnemingen	26
7.4.2 Bioassays	27
7.5 Concentratiefactoren	29
7.6 Biologische effecten van contaminanten	30
7.6.1 Inleiding	30
7.6.2 Effecten op lagere trofische niveau's	30
7.6.3 Effecten op hogere trofische niveau's: Visziekten	30
7.6.4 Beoordeling van de situatie in de Westerschelde	31
8 Waterbodemnormering, bagger- en stortbeleid	
8.1 Het huidige beleid ten aanzien van baggerspecie	33
8.2 De ontwikkeling van de normering van de waterbodemkwaliteit	34
9 Beleidsontwikkeling	
9.1 Het Nederlandse waterbodembeleid	37
9.2 Internationale afspraken	37
9.3 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde	38
9.3.1 Algemeen	38
9.3.2 Doelen	38
9.3.3 Voorwaarden	38
9.3.4 Maatregelen	39
9.4 Nader onderzoek	42
Geciteerde literatuur	43
Overzicht van figuren	46
Overzicht van tabellen	47
Overzicht van bijlagen	47
Colofon	48
Bijlagen en figuren	

1 SAMENVATTING

De toename van de huishoudelijke en industriële afvalwaterstromen in het stroomgebied van de rivier de Schelde hebben geresulteerd in een aanzienlijke accumulatie van microverontreinigingen in de sedimenten van geulen, intergetijdegebieden en schorren in de Westerschelde. Tegelijkertijd is de vaargeul in het estuarium stapsgewijze verdiept, zodat steeds grotere schepen toegelaten konden worden tot de havens. Om deze vaargeul op diepte te houden wordt tegenwoordig 10 tot 15 miljoen m³ sediment per jaar gebaggerd. Het overgrote deel van de opgebaggerde specie wordt weer teruggestort in het systeem. Daarnaast is er in tal van havens langs de Westerschelde sprake van een additionele bodemverontreiniging, als gevolg van lokale activiteiten zoals scheepsonderhoud. Het beleid voor de komende jaren is erop gericht de globale en lokale bodemverontreiniging terug te dringen.

De effecten van diverse beheers- en saneringsmaatregelen op de globale bodemkwaliteit, zijn onderzocht met behulp van een modelmatige beschrijving van de slibhuishouding in het systeem. De verspreiding van slib is beschreven met een empirisch boxmodel. In dit model is rekening gehouden met de belangrijkste uitwisselingsprocessen (sedimentatie en erosie), met bagger- en stortactiviteiten en is onderscheid gemaakt tussen zeeslib en gecontamineerd rivierslib. In het eerste deel van deze nota wordt de uitwisseling en accumulatie van microverontreinigingen, tussen en in de diverse compartimenten geanalyseerd. In het tweede deel van de nota wordt aandacht besteed aan de ecologische effecten van bodemverontreiniging. Tenslotte wordt het beleid uitgewerkt ten aanzien van de verspreiding van baggerspecie uit Nederlandse havens en de vaarweg naar Antwerpen, waarbij aanbevelingen gedaan worden voor toekomstig beleid.

Bij ongewijzigd beleid inzake de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib gaat de oplading van de bodem in het estuarium door. Wijzigingen in de kwaliteit van het zwevend stof leiden tot een snelle verandering van de kwaliteit van de bovenste sedimentlaag. In het westelijk deel van het estuarium is 70% van het slib in deze bovenlaag verontreinigd door uitwisseling met vervuild rivierslib. In het oostelijk deel is 95% verontreinigd. Het slib in de diepere bodemlaag, 1-10 m diepte, is gedeeltelijk vervuild over een oppervlakte van ongeveer 10% van het estuarium.

Bij de verplaatsing van baggerspecie van oost naar west kunnen belangrijke hoeveelheden vervuild rivierslib betrokken zijn. Deze hoeveelheden zijn het grootst bij de verplaatsing van specie uit de Zeeschelde naar het oostelijk deel van de Westerschelde. In dat geval zal de bodemkwaliteit in het oostelijk deel aanzienlijk verslechteren. Door het onttrekken van slib, via de berging van baggerspecie buiten het systeem, is een aanzienlijke reductie te bereiken van de stofstroom vervuild rivierslib.

Sanering van de huishoudelijke en industriële afvalwaterlozingen in het stroomgebied van de Schelde, zal leiden tot een verminderde vracht en een verbeterde kwaliteit van het rivierslib. Hierdoor zal een directe verbetering optreden van de kwaliteit van de bovenste sedimentlaag in het gehele estuarium. De halfwaardetijd van de verontreinigingsgehalten als

gevolg van het uitwisselingsproces met de waterfase, bedraagt circa tien jaar. Kennis van deze tijdschaaleffecten is noodzakelijk om aan te kunnen geven wat de gevolgen zijn van een verdergaande sanering van de lozingen en wat de consequenties zijn van het verplaatsen van baggerspecie.

2 INLEIDING

Deze nota is opgesteld ter onderbouwing van het waterbodembeleid voor de Westerschelde. Dit beleid is verwoord in het integrale beleidsplan Westerschelde. De kwaliteit van de bodem in het estuarium vormt een belangrijk probleem voor het beheer. Niet alleen door de effecten op het gehele aquatische systeem, maar ook vanwege de implicaties voor het uitvoeren van baggerwerkzaamheden.

De bodemkwaliteit wordt sterk beïnvloed door transportprocessen die aangrijpen op de fijne fractie van het sediment. Dit komt omdat microverontreinigingen zich vooral aan deze fractie hechten, met het gesuspendeerde slib worden verplaatst en zo accumuleren in de bodem van sedimentatiegebieden. Dit betekent dat de bodemkwaliteit ook beïnvloed zal worden door de verspreiding van baggerspecie, die vrijkomt bij het onderhoud van vaargeulen en havens.

In de Westerschelde moet onderscheid gemaakt worden tussen de globale bodemkwaliteit van geulen, drempels, intergetijdegebieden en schorren en de lokale bodemkwaliteit in havens. Uit een analyse van de totale belasting aan microverontreinigingen op de Westerschelde (zie deelrapport 2), blijkt dat de bijdrage van de rivier de Schelde verreweg overheerst. Deze belasting bepaalt de bodemkwaliteit in het overgrote deel van het estuarium en staat dan ook centraal in deze rapportage. De globale bodemkwaliteit zal de komende jaren aanzienlijk verbeterd moeten worden, via maatregelen op zowel Nederlands als Belgisch grondgebied. Om de noodzaak en effectiviteit van verschillende sanerings- en beheersmaatregelen te kunnen beoordelen, is een nadere analyse van de stofstroom slib noodzakelijk. Als uitgangspunt voor een analyse is gekozen voor de balansmodellering van het zwevend stof, inclusief de hieraan gebonden zware metalen. In het model is tevens de accumulatie in de bodem beschreven. Met deze benadering kan zowel de temporele ontwikkeling van de bodem bepaald worden (oplading en herstel), als de effecten van een verplaatsing van baggerspecie.

Van lokaal belang is de additionele verontreiniging die optreedt in diverse havens, met name in de onmiddellijke omgeving van scheepshellingen en bankstellingen. Kwaliteitsverbetering van deze bodems vergt een apart beleid, waarbij saneringsbaggerwerkzaamheden als maatregel noodzakelijk kunnen blijken. Een overzicht van de bodemkwaliteit in de diverse havens wordt gepresenteerd in paragraaf 5.6.

Verantwoording van de rapportage

Deze nota maakt deel uit van een rapportage van onderzoek waarin de ecologische ontwikkeling van de Westerschelde wordt beschreven, ter onderbouwing van het beleid voor dit estuarium.

Om praktische redenen is de rapportage opgesplitst in vier deelnota's, getiteld :

- 1 Zuurstof- en nutriëntenhuishouding
- 2 Microverontreinigingen
- 3 Slibhuishouding en bodemkwaliteit
- 4 Morfologische structuur en dynamiek

Deze nota's zijn vervaardigd door de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, een samenwerkingsverband tussen de Dienst Getijdewateren (DGW) en de Directie Zeeland van de Rijkswaterstaat.

Samenstelling van de Werkgroep Waterbeheer Westerschelde

Directie Zeeland :	L. Bijlsma (voorzitter) W. Iedema J.P. Swart
Dienst Getijdewateren :	J. Coosen A.M.B. Holland T. Pieters (vanaf juni 1988) F. Steyaert (tot juni 1988) J. Stronkhorst T. Walhout (<i>secretaris</i>) C.J. van Westen
RDD Aquatic Ecosystems :	R. Bijkerk (<i>redactionele ondersteuning</i> ; vanaf augustus 1988)

3 FORMULERING VAN SLIBBALANSEN

3.1 Het beschrijven van de verspreiding van slib

De globale verontreiniging van de onderwaterbodem van de Westerschelde, wordt veroorzaakt door de sedimentatie van verontreinigd riviersediment. Het grootste deel van de vracht aan microverontreinigingen is gebonden aan de fijnere fractie van het zwevend stof. Een beschrijving van het gedrag van slib voor het estuarium, geeft dan ook aanwijzingen over de primaire verspreiding van verontreiniging in het sediment en over de snelheid waarmee oplading of herstel van de bodem kan plaatsvinden [6].

3.1.1 Algemene veronderstellingen

De gegevens voor de beschrijving van de slibverspreiding hebben betrekking op de periode 1945-1987. Bij de beschrijving zijn twee benaderingen gevolgd. Op de eerste plaats is een totale slibbalans opgesteld, waarin slib van zowel fluviatiele als mariene oorsprong is opgenomen. Op de tweede plaats is een balans voor het rivierslib opgesteld, waarbij rekening is gehouden met de vervuilingsgraad van het slib. In het vervolg van deze nota wordt de balans van het rivierslib ook wel aangeduid als de stofstroom rivierslib. In beide benaderingen is het slib om praktische redenen gedefiniëerd als de fractie partikeltjes met korrelgrootten kleiner dan 50 μm (de siltfractie). Daarnaast zijn de volgende veronderstellingen gemaakt :

- De rivier de Schelde is de enige bron van rivierslib en daarmee de enige, primaire bron van contaminanten. Zijdelingse lozingen op het estuarium zijn dus verwaarloosd. Deze veronderstelling wordt gerechtvaardigd door het feit dat de Schelde de grootste bijdrage levert aan de totale belasting aan microverontreinigingen ([36]; zie ook deelrapport 2 "Microverontreinigingen").
- De particulier-gebonden verontreiniging gedraagt zich conservatief. Voor een aantal microverontreinigingen, met name enkele metalen, is deze veronderstelling onjuist. Bij de interpretatie van de waarnemingen (paragraaf 5.5) wordt hierop teruggekomen.
- Het gedrag van slib wordt voornamelijk bepaald door fysische processen die het gevolg zijn van de zout-zoetverdeling en de hydraulisch-morfologische situatie in het estuarium. Veranderingen hierin kunnen de slibbalans beïnvloeden. Verondersteld is dat de hydraulisch-morfologische resttransporten en de mate van zoutindringing stationair zijn.
- Biologische processen, zoals bioaccumulatie, bioturbatie en biologisch-geïnduceerde sedimentatie, zijn buiten beschouwing gelaten, evenals geochemische processen in de bodem. Verondersteld is dat geomorfologische processen zoals sedimentatie, erosie en resuspensie overheersend zijn. Daarbij is aangenomen dat sedimentatie en erosie gemiddeld in evenwicht verkeren, in elk van de modelvakken waarin het estuarium verdeeld is (zie 3.1.2).

3.1.2 Het modelgebied

Het modelgebied omvat de Westerschelde tot en met de monding en is in het oosten begrensd door het punt waar de invloed van de Noordzee verwaarloosbaar is, gelegen in het Belgische gedeelte van de Schelde (de Zeeschelde). Dit gebied is verdeeld in drie vakken, zoals in figuur 1 is aangegeven :

- 1) De Zeeschelde tot aan de Belgisch-Nederlandse grens.
- 2) Het oostelijke deel van de Westerschelde tot aan Hansweert.
- 3) Het westelijke deel vanaf Hansweert tot aan de lijn Vlissingen-Breskens.

Deze drie secties vertonen duidelijke verschillen in geometrie, invloed van de zee en omvang van baggerwerkzaamheden en baggerspeciëstoringen.

3.2 Beschrijving van de slibbalans

3.2.1 Schematisering

Figuur 2 toont een schematische weergave van de slibbalans voor één van de drie estuariumsecties. Voor een definitie van de gebruikte symbolen wordt verwezen naar bijlage 1. In deze balans is zowel rivier- als zeeslib verwerkt. Per estuariumvak verdeelt het slib zich over drie compartimenten:

- 1) De waterfase (dat wil zeggen het zwevend-stof in de waterkolom).
- 2) De bodemfase.
- 3) De berging buiten het systeem.

De hoeveelheid slib in de waterfase kan worden verwaarloosd ten opzichte van de berging in de overige twee compartimenten.

De berging in de bodem is onderverdeeld in twee deelcompartimenten (figuur 2). Als eerste is de actieve bodemlaag onderscheiden, die gekenmerkt wordt door een intensieve uitwisseling van materiaal met de waterfase, onder invloed van hydraulische processen. Daaronder bevindt zich een diepe sedimentlaag, die alleen beïnvloed wordt door grootschalige, morfologische veranderingen zoals geulverplaatsing.

Onder berging buiten het systeem wordt de onttrekking van sediment aan het systeem verstaan. Voorbeelden hiervan zijn zandwinning en sedimentatie op hoger gelegen schorren.

Tussen deze compartimenten vindt transport van slib plaats. Het afstromende rivierslib en het door dispersieve processen inkomende zeeslib hebben een rechtstreekse invloed op het zwevend-stofgehalte van de waterfase. Tussen de waterfase en de actieve bodemlaag treedt een permanente uitwisseling van slib op. Slib verdwijnt uit de waterfase door sedimentatie op schorren, terwijl door baggerwerkzaamheden slib aan de bovenste sedimentlaag wordt onttrokken, of via stortingen naar deze laag wordt toegevoerd.

3.2.2 Mathematische beschrijving

Wanneer in een willekeurige sectie de verhouding tussen marien en fluviatiel slib bekend is kan de slibbalans als volgt worden beschreven; in bijlage 1 zijn de gebruikte symbolen verklaard :

- Verhouding rivierslib/zeeslib :

$$(SR_i - SR_u) / (SZ_i - SZ_u) = PR / PZ \quad (1)$$

- Slibbalans :

$$SR_i + SZ_i - SR_u - SZ_u = B + (BA - ST) \quad (2)$$

Vergelijking (2) kan worden opgelost als, B, BA en ST, alsmede de slibvracht van de rivier, SR_i , bekend zijn. Omdat de hoeveelheden opgebaggerd en gestort sediment over een langere periode variëren, is door introductie van een tijdreeks de ontwikkeling van de slibbalans in de tijd onderzocht. Hierbij is aangenomen dat de verhouding rivierslib/zeeslib niet door deze variatie beïnvloed wordt.

3.3 Beschrijving van de stofstroom rivierslib

3.3.1 Schematisatie

Aan het rivierslib, dat via de oostelijke begrenzing het modelgebied binnenkomt, moet een kwaliteitswaarde worden toegekend, die variabel is in de tijd. Het verontreinigde rivierslib verspreid zich in het systeem en wordt opgenomen in het uitwisselingsproces tussen de waterfase en de actieve bodemlaag. Alleen de uitwisseling met de diepere sedimentlaag, via afzetting en erosie van sedimentpakketten (geulverplaatsing), voltrekt zich over een langere tijdschaal van decennia. Het materiaal dat hierbij resuspendeert wordt in het model verondersteld schoon te zijn; het materiaal dat wordt afgezet wordt als verontreinigd beschouwd.

Per riviervak kan een balans worden beschreven zoals is weergegeven in figuur 3. Omdat de hoeveelheid gesuspendeerd sediment gering is in verhouding tot de omvang van de stofstromen, is de berging in het compartiment water verwaarloosd en momentane menging verondersteld. Hiermee wordt aangenomen dat de gradiënt in de rivier zich snel instelt ten opzichte van de gehanteerde tijds in jaren. Tijdschaaleffecten worden geïntroduceerd door het compartiment bodem.

3.3.2 Mathematische beschrijving

De kwaliteit van het gesuspendeerde sediment en van het materiaal in de actieve bodemlaag, worden bepaald uit de volgende vergelijkingen; de gebruikte symbolen zijn verklaard in bijlage 1.

- Kwaliteit van het zwevend stof :

$$KSUS = \frac{KSR_i \cdot SR_i + KU \cdot U \cdot PR + KE \cdot E \cdot PR}{SR_i + U \cdot PR + E \cdot PR} \quad (3)$$

- Jaarlijkse kwaliteitsverandering van de actieve bodemlaag :

$$dKU/dt = \frac{KSUS \cdot U - KU \cdot U + KST \cdot ST - KU \cdot BA}{OPP \cdot 1 \cdot P \cdot PR \cdot SG} \quad (4)$$

De kwaliteit van de overige compartimenten en stofstromen kunnen als volgt worden bepaald :

- De kwaliteit van definitieve berging (sedimentatie) is gelijk aan de kwaliteit van het gesuspendeerde materiaal;
- De kwaliteit van door erosie geresuspendeerd sediment is gelijk aan de kwaliteit van de niet-verontreinigd bodem;
- De kwaliteit van het opgebaggerde materiaal is gelijk aan de kwaliteit van de actieve bovenlaag.

4 KWANTIFICERING VAN DE SLIBSTROMEN EN SLIBVOORRADEN

In dit hoofdstuk worden de verschillende aan- en afvoerstromen gekwantificeerd, die een rol spelen in de slibhuishouding van de Westerschelde. Van belang is de temporele variatie van deze stromen, vanwege de consequenties voor de verhouding zeeslib/rivierslib in de sedimenten.

4.1 De aanvoer via de Schelde

Meerdere onderzoekers hebben schattingen gemaakt van de aanvoer van rivierslib door de Schelde [36, 39, 40]. In deze beschrijving wordt gebruik gemaakt van de meest recente schatting van de bruto belasting op het afwateringsbekken van de Schelde. Deze belasting is gesteld op 750.000 ton fluviatiel slib per jaar [40].

Uiteraard zal de jaarlijkse aanvoer aan fluctuaties onderhevig zijn als gevolg van variaties in de waterafvoer van de Schelde. Daarnaast zullen verschillen in de hoeveelheid geloosd afvalwater bijdragen aan deze fluctuatie.

De vracht aan zwevend stof wordt in belangrijke mate bepaald door de lozingen van industrieel en huishoudelijk afvalwater, in het stroomgebied van de Schelde (tabel 1). In de afgelopen decennia zal de omvang van deze lozingen zijn toegenomen tengevolge van de bevolkingsgroei, de welvaartsstijging en de groei in de industriële productie. Bij het doorvoeren van sanerings- en zuiveringsprogramma's zal in de komende decennia deze stijgende trend ombuigen en de vracht aan zwevend materiaal afnemen.

TABEL 1 *Herkomst van de gemiddelde, jaarlijkse vracht van slib, aangevoerd naar de Schelde.*

Bron	Gemiddelde slibvracht in 10 ⁹ kg per jaar
Natuurlijke aanvoer	0,27
Huishoudelijk afvalwater	0,19
Industrieel afvalwater	0,29
Totale aanvoer	0,75

Bron: [11, 40].

In de berekening van de stofstroom van het vervuilde rivierslib zal de bovenafvoer constant verondersteld worden. Bij de interpretatie van de resultaten moet echter rekening gehouden worden met een vermindering van de zwevend-stofvracht, als gevolg van deze zuivering en sanering.

4.2 De slibvoorraad in de bodem

Tabel 2 geeft de slibvoorraad in de bodem van de drie onderscheide vakken, met de procentuele bijdragen van fluviaal en marien slib. Deze getallen zijn bepaald op basis van bodeminventarisaties [4, 40], aangevuld met resultaten van bodembemonsteringen op de drempels in de Westerschelde. Voor de actieve oppervlaktelaag is een dikte van 1 meter aangehouden. Deze schatting is gebaseerd op waarnemingen aan de jaarlijkse morfologische veranderingen in het estuarium (zie paragraaf 4.4). De dikte van de diepere sedimentlaag is gesteld op 9 meter. Het compartiment bodem als slibreservoir omvat dus een laag met een totale dikte van 10 meter sediment.

TABEL 2 *Slibgehalte en de verhouding zeeslib / rivierslib in de drie modelvakken van het Westerschelde-estuarium.*

Vak	Oppervlakte km ²	Slibgehalte %	Berging bodem ¹⁾ 10 ⁹ kg	Zeeslib %	Rivierslib %
1	5	40	42,5	20	80
2 ²⁾	60	4,5	45,9	55	45
3	174	4,6	133	90	10

1) Bij het vaststellen van de slibberging in de bodem is uitgegaan van een laagdikte van 10 m.

2) Hierbij is het Land van Saeftinge buiten beschouwing gelaten.

4.3 De verhouding zeeslib/rivierslib

In de zeventiger jaren zijn technieken ontwikkeld waarmee de verdeling tussen zeeslib en rivierslib in een estuarium kan worden bepaald. De in tabel 2 aangegeven percentages zijn op deze wijze vastgesteld. De technieken maken gebruik van het natuurlijke verschil in isotopenverhoudingen tussen mariene en fluviatiele milieus. De ratio zeeslib/rivierslib is voor de Zeeschelde en de Westerschelde vastgesteld op basis van bemonsteringen uitgevoerd in de periode 1975-1985 [32, 34, 35].

4.4 Uitwisseling tussen water en bodem: resuspensie en sedimentatie

De uitwisseling van zwevend stof tussen de waterfase en de bodem kan gekwantificeerd worden uit een bepaling van de omzetsnelheid van het bodemsediment in geulen en de intergetijdezone. Deze omzetsnelheid kan gesplitst worden in een korte-termijn en een lange-termijn verandering, conform de indeling van het compartiment bodem in een actieve oppervlaktelaag en een diepe laag.

Korte- en lange-termijnprocessen kunnen als volgt worden omschreven :

- Onder korte-termijn veranderingen wordt de omwoeling verstaan van de bovenste sedimentlaag van geulen, platen en plaatranden;
- Tot de lange-termijn veranderingen behoren de trendmatige wijzigingen die de bodem ondergaat als gevolg van inscharing en uitbochtiging van geulen.

Voor het vaststellen van de korte- en lange-termijn veranderingen is uitgegaan van de jaarlijks bepaalde morfologische veranderingen. De korte-termijn veranderingen zijn berekend door de gemiddelde waarde van de geringe veranderingen te vermenigvuldigen met de oppervlakte beneden NAP. De lange-termijn veranderingen zijn bepaald door de aanzienlijke sediment-verplaatsingen te sommeren, waarmee de wijzigingen van geulpatronen gepaard zijn gegaan.

Uit de resultaten van deze berekeningen is de uitwisselingssnelheid van sedimentdeeltjes afgeleid, tussen de waterfase en de bodem (resuspensie en sedimentatie). Deze waarden zijn vermeld in tabel 3.

TABEL 3 *Omvang van de slibuitwisseling via resuspensie en sedimentatie.*

Vak	Oppervlakte km ²	Slibgehalte %	Zeeslib %	Rivierslib %
1	5	40	20	80
2 ¹⁾	60	4,5	55	45
3	174	4,6	90	10

1) Hierbij is het Land van Saeftinge buiten beschouwing gelaten.

4.5 Baggerwerkzaamheden

In het estuarium worden baggerwerkzaamheden verricht voor het onderhoud van vaarwegen en havens en voor de zandwinning. Bij de zandwinning verdwijnt ook het ingesloten slib uit het estuarium. Bij het onderhoudsbaggerwerk wordt de specie voor een groot deel teruggestort in het estuarium, waarbij echter sprake kan zijn van een transport van slib naar een ander modelvak. Een kleiner deel van deze baggerspecie wordt toegepast als ophoogmateriaal. De hoeveelheden zijn samengevat in tabel 4.

Onttrekking van slib

Sinds 1950 is in totaal 392 miljoen m³ sediment opgebaggerd, waarvan 266 miljoen m³ in het estuarium is teruggestort. Dit betekent dat 40% van het opgebaggerde sediment definitief uit het gebied verdwijnt. Hoewel dit hoofdzakelijk zandig materiaal betreft, zal hiermee tevens een hoeveelheid slib aan het systeem onttrokken worden. Berekend is dat tijdens het

baggeren 50% van het slib door overflow achterblijft op de baggerlocatie. Figuur 4 toont de verdeling van de zandwinning over de drie modelvakken, waarbij ook het nautisch baggerwerk dat voor dit doel is gebruikt, opgenomen is.

Verplaatsing van slib

Naast deze post op de slibbalans is de verplaatsing van baggerspecie van belang. In het gehanteerde model zijn de transporten tussen de Zeeschelde, het oostelijk en het westelijk deel van de Westerschelde relevant. Uit de gegevens over de speciéstortingen blijkt dat er sprake is van een uitwisseling tussen de drie vakken, die voornamelijk oost-west gericht is. Dit laatste hangt samen met een gebrek aan stortcapaciteit in de onmiddellijke omgeving van de stortlocatie, maar ook met het uitvoeren van oeversuppletie op westelijker gelegen, aan erosie onderhevige oevergedeelten (zie deelrapport 4 "Morfologische dynamiek"). In figuur 5 is dit transport weergegeven. Duidelijk is dat de verplaatste hoeveelheden sediment niet verwaarloosd kunnen worden; tussen de Zeeschelde en het oostelijke vak van de Westerschelde is sinds 1950 ongeveer 10 miljoen m³ op deze wijze uitgewisseld, tussen het oostelijke en westelijke vak ongeveer 20 miljoen m³.

TABEL 4 *Gemiddelde jaarlijkse slibhoeveelheden betrokken in baggerwerkzaamheden en zandwinning, uitgevoerd sinds 1950.*

Vak	Baggerwerken 10 ⁹ kg/jaar	Zandwinning 10 ⁹ kg/jaar	Speciéstortingen 10 ⁹ kg/jaar
1 (Zeeschelde)	1,0	<0,1	0,4
2 (Oostelijke Westerschelde)	0,3	<0,1	0,2
3 (Westelijke Westerschelde)	<0,1	0,1	0,1
Totaal	1,3	0,1	0,7

Verdiepingsbaggerwerk

In de beschouwde periode, 1945-1987, zijn verdiepingen van de vaargeul doorgevoerd. Het is niet reëel om de hierbij opgebaggerde specie in zijn geheel in de slibbalans te betrekken. Het initiële baggerwerk ten behoeve van verdieping is immers een éénmalige ingreep, terwijl de slibbalans zal reageren op langdurige onttrekking van slib via het onderhoudsbaggerwerk. In de balans is dit initiële baggerwerk dan ook buiten beschouwing gelaten.

4.6 Definitieve sedimentatie

Een blijvende afzetting van slib kan in de Westerschelde langs drie wegen tot stand gebracht worden :

- 1) Door sedimentatie op schorren;
- 2) Door sedimentatie in secundaire geulen die verondiepen;
- 3) Via insluiting bij de aanzanding van intergetijdegebieden.

In hoofdstuk 3 zijn de processen aangegeven die in de slibbalans geschematiseerd zijn. De verondieping van nevengeulen en de insluiting op intergetijdegebieden, behoren beide tot de categorie grootschalige veranderingen waarbij de processen erosie en afzetting van sedimentpakketten relevant zijn. De sedimentatie op schorren vergt een nadere toelichting, waarbij het Land van Saeftinge speciale aandacht verdient. Dit gebied ligt vlak na het zwevend-stofmaximum in het systeem (de "troebelingszone") en er vindt een omvangrijke sedimentatie plaats.

Sedimentatie op het Land van Saeftinge

In 1987 zijn een aantal raaien in het Land van Saeftinge gewaterpast. De resulterende dwarsprofielen zijn vergeleken met profielen uit 1962 en 1931. Zoals figuur 6 laat zien heeft in de periode 1962-1987 een duidelijke opslibbing plaatsgevonden. Om een indruk te krijgen van de sedimentatiesnelheden zijn in 1987 boorkernen verzameld, waarin het verloop in de diepte is bepaald van de gehalten van Cs-134, Cs-137 en Pb-210. In alle sedimentkernen is het Cs-137-piekgehalte teruggevonden, dat gerelateerd is aan het fall-out maximum in 1963 [3] (zie figuur 7a). Ook het fall-out maximum van 1986, het gevolg van "Tsjernobyl", is gedetecteerd. Gecombineerd met het in figuur 7b weergegeven verloop van het Pb-210-gehalte (een radionuclide met een halfwaardetijd van 22,4 jaar), zijn deze gegevens toereikend om de sedimentatiesnelheid te kunnen bepalen. Het concentratieverloop in de diepte van PCB en HCB, stoffen die vóór 1930 niet in het milieu voorkwamen (paragraaf 5.3), past in deze reconstructie van de opslibbing van Saeftinge.

In het algemeen varieert de opslibbingssnelheid van 0,01 tot 0,02 m per jaar. Hierdoor en door de afzetting van zand in de geulen, neemt de komberging (inhoud) van Saeftinge af met ca. $0,5 \times 10^6 \text{ m}^3$ per jaar. Rekening houdend met de verschillen in slibgehalte tussen kommen, oeverwallen en kreekbodems [29], kan de totale slibimport geschat worden op 410.000 ton per jaar. Bij een zeeslib/rivierslib-verhouding van 11/9 betekent dit een import van ongeveer 200.000 ton rivierslib per jaar.

5 DE KWALITEIT VAN DE SEDIMENTEN

Met de balansmodellering die beschreven is in de vorige hoofdstukken kan een reconstructie gemaakt worden van de oplading van de bodem in het estuarium. De resultaten van deze berekening kunnen vervolgens vergeleken worden met de waargenomen gehalten aan microverontreinigingen in het bodemsediment. Omdat deze benadering alleen indicatief is en systematische meetreeksen van de slibkwaliteit pas sinds 1976 beschikbaar zijn, is de berekening toegespitst op de metalen cadmium, kwik en zink. Inzicht in de kwaliteitsontwikkeling van de bodem is van belang om gefundeerde uitspraken te kunnen doen omtrent de effecten van saneringen op de globale bodemkwaliteit. Hiertoe moet allereerst een beschrijving gemaakt worden van de kwaliteitsontwikkeling van het gesuspendeerde slib en dienen de slibtransporten gekwantificeerd te worden. In de slotparagraaf wordt de actuele bodemkwaliteit in het estuarium beschreven aan de hand van het interim-normeringssysteem van Rijkswaterstaat.

5.1 De kwaliteit van het gesuspendeerde slib in de Schelde

De reconstructie van de kwaliteit van het aangevoerde Scheldesediment is slechts mogelijk in globale termen. Pas in de zeventiger jaren zijn systematische meetprogramma's opgezet voor de monitoring van microverontreinigingen in het oppervlaktewater [22].

Voor de periode 1976-1985 kan het verloop van de gehalten van particulier-gebonden metalen worden afgeleid uit de metingen op het Nederlands-Belgische grenspunt, die sinds 1976 worden uitgevoerd. Op dit grenspunt echter, is al een zekere hoeveelheid zeeslib als zwevend stof aanwezig. Voor het terugrekenen van deze grenswaarnemingen naar de feitelijke rivieraanvoer is een verdunningsfactor van 1,2 gehanteerd. Om de gehalten geassocieerd met het zwevend stof, C_{zs} , te kunnen vergelijken met die in de bodem, C_{bodem} , is vervolgens gebruik gemaakt van een vaste verhouding, $C_{bodem}/C_{zs} = 0.7$ [10]. Wat de periode 1945-1976 betreft, is verondersteld dat de gehalten vanaf 1945 zijn gestegen om in 1960 een hoogtepunt te bereiken. Aangenomen is dat de gehalten zich op dit niveau hebben gehandhaafd tot omstreeks 1975, waarna voor sommige stoffen een lichte concentratiedaling is opgetreden.

5.2 De kwaliteit van het slib in het estuarium

In de periode 1974-1985 heeft de Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren inventarisaties uitgevoerd om de concentratieniveau's van microverontreinigingen te bepalen in de bovenste sedimentlaag van de Westerschelde. Aanvullende gegevens zijn verzameld door Salomons en Eysink [33].

De concentratie per volume-eenheid sediment biedt nog geen voldoende informatie om de kwaliteit van het slib op de verschillende locaties te kunnen beoordelen. Om de verschillende waarnemingen onderling te kunnen vergelijken zijn de gemeten gehalten herrekend naar een standaardsediment.

Dit standaardsediment wordt getypeerd door een slibgehalte van 50% (partikelgrootte : < 16 µm; betrokken op de CaCO₃-vrije, minerale fractie) en een organisch koolstofgehalte van 5%. Om deze correctie te kunnen maken zijn voor acht deelgebieden regressielijnen berekend tussen de gemeten concentraties en het slibgehalte, respectievelijk het organisch-koolstofgehalte. Vervolgens kon het verloop in tijd en ruimte van de slibkwaliteit worden geschetst aan de hand van de gecorrigeerde concentraties van cadmium, kwik en zink. Tabel 5 geeft een beeld van de ontwikkeling van metaalgehalten in het sediment van de drie vakken.

TABEL 5 *Overzicht van gecorrigeerde metaalgehalten in de bodem van de drie vakken, herrekend naar een standaardsediment.*

Vak	Datering	Gemiddeld gehalte in mg/kg								n
		As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	
1 (Zee- schelde)	1974	84	37,2	515	195	3,75	71	260	1530	?
	1979	87	27,1	245	138	2,95	49	225	800	47
	1984	36	16,8	300	145	1,75	54	205	740	9
	1985	-	18,2	80	102	-	31	135	525	9
2 (Oostelijk deel Wester- schelde)	1959	61	6,4	180	76	1,85	26	125	500	10
	1979	30	3,9	125	36	0,95	29	75	310	21
	1982	16	2,5	65	35	0,95	18	65	230	4
	1984	35	5,0	155	54	0,95	34	90	330	36
	1985	29	2,9	45	57	0,70	29	75	295	20
	1986	10	4,9	45	57	0,70	29	85	340	6
3 (Westelijk deel Wester- schelde)	1960	22	1,2	115	33	1,05	22	80	260	9
	1974	18	1,4	100	29	0,65	24	65	185	14
	1979	25	1,8	100	26	0,65	26	55	190	62
	1981	14	1,9	20	23	0,40	14	55	140	5
	1982	11	1,2	45	20	0,55	14	45	145	10
	1984	19	1,4	100	23	0,40	25	50	160	27
	1985	17	1,3	40	45	0,10	20	50	225	42
Land van Saeftinge	1971	55	8,9	215	60	2,15	30	120	440	15
	1974	47	7,5	170	79	1,85	34	115	390	30
Natuurlijke achtergrondwaarden		10	0,5	40	15	0,10	14	40	120	

5.3 De kwaliteitsopbouw van het Land van Saeftinge

Om de reconstructie van de kwaliteitsontwikkeling van sedimenten te onderbouwen zijn kernen onderzocht van recent afgezette bodems. Het is

van een aantal gebieden in de Westerschelde uit waterpassingsgegevens bekend, dat er de laatste 50 jaar een continue aanslibbing heeft plaatsgevonden (zie paragraaf 4.5). Tot deze gebieden behoren het Konijneschor in het Land van Saeftinge en het Emanuëlschor. Op beide locaties zijn kernen genomen op plaatsen die niet gestoord waren door omwoeling of intensieve plantengroei. Het is mogelijk om in dergelijke ongestoorde kernen niveau's vast te stellen waarvan de datum van aanslibbing bekend is. Hierbij wordt gebruik gemaakt van de radioactiviteitsgradiënt in de kern. Als vervolgens de gehalten aan verontreinigingen in de kern zijn vastgesteld, maakt de datering het mogelijk om aan deze gehalten een jaartal te verbinden. Aangenomen wordt dat deze gehalten gelijk zijn aan die van het gesuspendeerde sediment op het tijdstip van afzetting. Figuur 8 toont de ligging van de bemonsterde locaties. De gecorrigeerde gehalten van lood, chroom, koper en zink in de kernen zijn weergegeven in figuur 9. Figuur 10 toont het concentratieverloop van PCB en HCB.

Het verloop van de metaalgehalten in de sedimentkernen geeft aan dat de verontreinigingsgraad tot aan de jaren veertig constant was en daarna snel steeg. Sinds 1960 lijkt de verontreinigingsgraad weer af te nemen. Het gebruik van PCB's nam snel toe vanaf ongeveer 1945 en bereikte een maximum omstreeks 1965. Het maximum van hexachloorbenzeen (HCB) viel op een later tijdstip: Omstreeks 1973. Van beide stoffen zijn de lozingen nadien afgenomen. De laatste vijf à tien jaar is de situatie min of meer constant gebleven.

Het is de vraag in hoeverre een toename van het percentage schoon zeeslib in de bovenste sedimentlagen bijdraagt aan de afname van de gehalten van metalen, PCB en HCB. Het slib van het Land van Saeftinge is nu voor ongeveer 50% van mariene oorsprong en voor 50% fluviatiel. Deze ratio is enkele malen vergeleken met die in het gesuspendeerde slib, door analyse van de isotopenverhoudingen (zie paragraaf 4.3). De resultaten gaven geen aanleiding om te veronderstellen dat er een systematische verschuiving van deze ratio optreedt.

Het is echter denkbaar dat de verhouding zeeslib/rivierslib in de afgelopen jaren sterk veranderd is, als gevolg van bijvoorbeeld, de toegenomen baggeractiviteiten. De verhouding zeeslib/rivierslib in de kernen is daarom momenteel nog een aandachtspunt.

De absolute gehalten aan zware metalen in de bodem van het Land van Saeftinge zijn hoog, bij chemische ontsluiting van het bodemmateriaal. De A-norm van het Ministerie van VROM wordt steeds in de gehele kern overschreden. Voor zink wordt op bepaalde diepten zelfs de B-norm overschreden.

5.4 Berekening van de slibtransporten

De slibtransporten in het estuarium zullen over meerdere jaren variëren, als gevolg van veranderingen in de omvang van baggerwerkzaamheden en speciéstortingen. In de resultaten van de balansmodellering komt dit zowel bij het rivier- als het zeeslib tot uiting. Figuur 13 toont de omvang van de slibtransporten, berekend over de periode 1945-1985. De berekende transporten ter hoogte van Schaar van Ouden Doel komen goed overeen

met de grensoverschrijdende jaarvrachten van zwevend stof, bepaald op basis van de tweewekelijkse metingen van de waterkwaliteit (zie deelrapport 1). Ter vergelijking zijn deze jaarvrachten gepresenteerd in tabel 6.

TABEL 6 *Grensoverschrijdende jaarvrachten van zwevend stof in de periode 1981-1986, vergeleken met de berekende transporten.*

		Jaarvracht in 10 ⁶ kg					
		1981	1982	1983	1984	1985	1986
Gemeten	Zw. stof ¹⁾			316	430	436	461
	Zw. stof ²⁾	275	328		393	376	351
Berekend	Zw. stof	(vanaf 1980)			450		
	waarvan fluviaal				350		
	marien				100		

1) Bepaald door filtratie over 1,0 µm

2) Bepaald door filtratie over 0,45 µm.

In verband met het globale karakter van het model laten de rekenresultaten geen kwantitatieve interpretaties toe. Ze kunnen wel gebruikt worden om tendenzen duidelijk te maken. In de veertiger jaren wordt het estuarium nog nauwelijks door baggerwerkzaamheden beïnvloed en bezinkt ca. 40% van het aangevoerde rivierslib al in de Zeeschelde (vak 1). Op het Land van Saeftinge sedimenteert ongeveer 25% van het rivierslib. In de jaren na 1970 verschuift de slibbalans geleidelijk, als gevolg van de intensieve baggerwerken en de berging van specie uit de Zeeschelde op het land. Het percentage rivierslib dat reeds in de Zeeschelde bezinkt neemt hierdoor toe tot ongeveer 60%. Een steeds kleiner wordend deel van het aangevoerde slib bereikt nog de zee.

5.5 De oplading van de bodem met cadmium, kwik en zink

Het model voor de slibverspreiding is toegepast om de oplading van de bodem in het estuarium te simuleren. Hierbij is gebruik gemaakt van de gereconstrueerde kwaliteitsontwikkeling van het gesuspendeerde sediment, voor de metalen cadmium, kwik en zink. In de figuren 14, 15 en 16 zijn de rekenresultaten weergegeven met de gemeten gehalten in de sedimentmonsters. Wat de vakken 2 en 3 betreft leiden de berekeningen tot hogere cadmiumgehalten dan bij de bemonsteringen gevonden zijn. Dit verschil hangt mogelijk samen met een verschuiving van de verhouding opgelost/particulair-gebonden cadmium; gaande van een zoet naar een zout milieu gaat een deel van het geassocieerde cadmium in oplossing. Daarentegen zijn de gemeten kwik- en zinkgehalten in enkele gevallen hoger dan berekend, wat veroorzaakt kan zijn door hogere emissies dan verondersteld. Wel mag geconcludeerd worden dat de *verhoudingen* binnen het estuarium

redelijk gereproduceerd worden.

Uit de rekenresultaten kan het volgende worden afgeleid :

- De oplading van de bodem vertoont een naijling die langer duurt naarmate het beschouwde vak meer zeewaarts gelegen is. In het oostelijk deel van het estuarium is 95% van het slib in de actieve bodemlaag door uitwisseling met vervuild rivierslib verontreinigd. In het westelijk deel is de uitwisseling tot op 70% gevorderd.
- Ook de diepere laag is lokaal verontreinigd. De oplading hiervan verloopt trager dan die van de actieve top laag. Op grond van de geschatte verandering van de geulligingen kan gesteld worden, dat de diepe bodemlaag in de periode 1945-1985 in ca. 10% van het Westerscheldebekken verontreinigd is geraakt.

5.6 De actuele kwaliteit van de sedimenten

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van de bodemkwaliteit in de Westerschelde en haar havens. Dit overzicht is gebaseerd op een inventarisatie uit 1987, uitgevoerd door de Directie Zeeland. Bij het vergelijken van de bodems op basis van de geanalyseerde parameters (anorganische en organische microverontreinigingen), is gebruik gemaakt van het interim-normeringssysteem, ontwikkeld door Rijkswaterstaat (zie paragraaf 8.2).

5.6.1 De globale bodemkwaliteit

Figuur 12 toont de kwaliteitsklassering van het sediment van Saeftinge en een aantal drempels en intergetijdegebieden in het estuarium. De kwaliteit van het zwevend stof te Schaar van Ouden Doel is ter vergelijking aangegeven.

In de monsters van de Belgische drempels worden relatief-hoge gehalten aan zware metalen (vooral cadmium, nikkel en arseen) en polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK's) aangetroffen. In monsters uit het oostelijk deel van de Westerschelde zorgt doorgaans alleen het zware-metallengehalte voor een overschrijding van de basiskwaliteit. Ook op het Verdrongen Land van Saeftinge wordt de klasse-indeling voornamelijk bepaald door de gehalten aan zware metalen. De intergetijdegebieden onderscheiden zich door relatief-lage gehalten aan PAK's en zware metalen.

5.6.2 De lokale bodemkwaliteit in havens

Figuur 11 geeft een beeld van de bodemkwaliteit in havens langs de Westerschelde. De bodemkwaliteit in een haven vertoont in veel gevallen een aanzienlijke ruimtelijke variatie. De havens van Breskens bijvoorbeeld, kennen sedimenten die geklasseerd moeten worden als 4 en sedimenten die in klasse 1/2 vallen. Vooral in de onmiddellijke omgeving van bankstellingen worden hoge gehalten aan metalen, PAK's en PCB's gevonden.

6 DE ONTWIKKELING VAN DE BODEMKWALITEIT

6.1 Inleiding

Het is van belang te kunnen voorspellen hoe de bodemkwaliteit zal reageren op toekomstige ontwikkelingen in het waterbeheer. Hiertoe zijn scenario's ontwikkeld, waarin de volgende twee beleidsvariabelen essentieel zijn :

- 1) De sanering van de lozingen in het stroomgebied van de Schelde. Het resultaat van deze sanering kan worden uitgedrukt in een verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib;
- 2) De berging van baggerspecie in het estuarium. Uitgangspunt hierbij is een verdieping van de Westerschelde, wat zal resulteren in een aanzienlijke toename van de gebaggerde hoeveelheden.

Om de verschillende scenario's te kunnen waarderen is een gevoeligheidsanalyse uitgevoerd met het ontwikkelde boxmodel. Als referentiesituatie is de oplading van het estuarium met zink genomen, zoals deze berekend is voor de periode tot 1985 (zie hoofdstuk 5).

De gevoeligheidsanalyse richt zich op drie beheersaspecten :

- 1) Het saneringstempo van de lozingen;
- 2) De berging van baggerspecie buiten het systeem;
- 3) De verspreiding van baggerspecie van oost naar west.

6.2 Tijdschaaleffecten bij het saneringstempo van de lozingen

Twee denkbeeldige situaties zijn geanalyseerd. Op de eerste plaats een situatie die na 1985 leidt tot een gelijkblijvende kwaliteit van het water en het sediment dat door de Schelde wordt aangevoerd. Op de tweede plaats is een snelle sanering van de lozingen binnen een periode van tien jaar verondersteld. In deze berekeningen is de onttrekking van baggerspecie gehandhaafd op het niveau van 1985.

De resultaten van een snelle sanering zijn weergegeven in figuur 17. De berekeningen laten zien dat de kwaliteit van het gesuspendeerde sediment in het estuarium langzamer verbetert dan de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib. Dit is het gevolg van resuspensie van bodemdeeltjes, welk proces in het model geformuleerd is. De kwaliteit van de actieve bodemlaag verbetert op zijn beurt weer langzamer dan die van het zwevend stof in eenzelfde estuariumvak. De sanering van de lozingen bovenstrooms heeft wel direct een gunstig effect op de bodemkwaliteit. De halfwaardetijd van het verontreinigingsgehalte in de actieve bodemlaag bedraagt ongeveer tien jaar. Dit betekent dat de bodemverontreiniging 30 jaar na de sanering op zo'n 10% van het niveau van 1985 zal liggen. Een dergelijke responsietijd is niet onrealistisch voor een estuarium als de Westerschelde. In het Eems-Dollardestuaria is een vergelijkbare responsietijd gemeten, na de beëindiging van een kwiklozing bij Delfzijl [31].

Invloed van sanering op de slibvracht

Wat de voorspelling voor de Westerschelde betreft kunnen nog de volgende kanttekeningen gemaakt worden.

Op de eerste plaats zullen de saneringen van huishoudelijk en industrieel afvalwater tevens leiden tot een vermindering van de slibvracht in de Schelde. Bij een conventionele zuiveringsinstallatie wordt ongeveer 80% van het zwevend stof achtergehouden. Op grond van de herkomst van het zwevend-stof (zie tabel 1, p 9), zal deze zuivering kunnen leiden tot een 50%-reductie van de slibvracht in de rivier. Dit percentage zal nog kunnen toenemen wanneer besloten wordt om de zuiveringsinstallaties te voorzien van een derde en vierde trap (een maatregel om de 50% reductie van de nutriëntenbelasting te realiseren, waartoe besloten is op de Noordzee-Ministersconferentie). Door deze reductie van de slibvracht zal het proces van bodemverbetering zich sneller kunnen voltrekken.

Op de tweede plaats moet rekening gehouden worden met een nalevering van opgeloste microverontreinigingen door de bodem. Momenteel zal een belangrijk deel van de metalen in de bodem zijn vastgelegd in de vorm van gereduceerde complexen. Nalevering van metalen zal gestimuleerd kunnen worden door een toename van het zuurstofgehalte in de rivier. Ook de zuurgraad is van invloed; bij een hogere pH zijn minder metalen in oplossing. Neemt het zuurstofgehalte toe door een verlaging van de belasting met organische stof, dan zal de pH eveneens toenemen. Welke factor een overheersende invloed zal hebben, zuurgraad of zuurstofgehalte, is onzeker.

6.3 Scenario's voor de berging van specie bij gelijkblijvende slibbelasting

Wanneer de voorgenomen verdieping van de drempels in de Westerschelde wordt uitgevoerd, zal de intensiteit van de baggerwerkzaamheden in de komende jaren toenemen. De capaciteit van de bestaande stortvakken is echter niet toereikend om de grotere hoeveelheden specie te bergen. Daarom zullen alternatieven ontwikkeld moeten worden. Gedacht kan worden aan berging buiten het systeem, of aan dumping in meer westelijk gelegen delen van het estuarium.

De gevolgen voor de slibhuishouding van het estuarium, zijn onderzocht met het model van de stofstroom rivierslib voor de vakken 1 (Zeeschelde) en 2 (oostelijk deel Westerschelde). Hierbij zijn drie situaties geanalyseerd, waarbij de scenario's extreem zijn gekozen om de verschillen duidelijk zichtbaar te maken :

- 1) De huidige situatie (geen verdieping);
- 2) De verdiepte situatie, waarbij alle specie uit het systeem verwijderd wordt: Het onttrekkingsscenario;
- 3) De verdiepte situatie, waarbij alle specie vak 1 (de Zeeschelde) en de helft van de specie uit vak 2 (het oostelijk deel van de Westerschelde), één vak stroomafwaarts verplaatst wordt; Het stortscenario.

Benadering

Om de ontwikkeling van de bodemkwaliteit te kunnen bepalen is gebruik gemaakt van een benadering. Voor de berging buiten het systeem is de afgenomen riviervracht naar het benedenstroomse vak verdisconteerd in de kwaliteitsverbetering van het gesuspendeerde materiaal, volgens :

$$KSR_i (\text{nieuw}) = KSR_i (\text{oud}) \cdot SR_i (\text{nieuw}) / SR_i (\text{oud}) \quad (5)$$

Hiermee is in feite een correctie gepleegd op de verhouding tussen rivierslib en zeelib in het gesuspendeerde materiaal. Deze verhouding zal namelijk verschuiven wanneer grote hoeveelheden sediment frequent aan het systeem onttrokken worden.

In het geval van specieverplaatsing van een bovenstrooms vak, j , naar een benedenstrooms vak, $j-1$, is de toegenomen vracht aan verontreinigd rivierslib verdisconteerd in een kwaliteitsverslechtering van de actieve bodemlaag, volgens :

$$KU_{j-1} (\text{nieuw}) = \frac{V + KU_{j-1} (\text{oud}) \cdot OPP \cdot 1 \cdot PR \cdot SG}{ST + OPP \cdot 1 \cdot PR \cdot SG} \quad (6)$$

$$V = ST \cdot KST \cdot PR_j / PR_{j-1} \quad (7)$$

Hiermee is de verdeling van rivierslib en zeelib in de actieve bodemlaag gecorrigeerd. Deze verdeling zal verschuiven wanneer grote hoeveelheden baggerspecie frequent benedenstrooms gedumpt worden.

Effecten op de slibtransporten en bodemkwaliteit

Het doorrekenen van de drie scenario's resulteerde in de figuren 18, 19 en 20. Gunstig voor de bodemkwaliteit is het ontrekkingsscenario, waarbij de baggerspecie elders geborgen wordt, bijvoorbeeld in een depôt (figuur 19). Het effect van deze maatregel neemt toe met het percentage rivierslib in de bodem. De transporten tussen de Zeeschelde (vak 1) en het oostelijk deel van de Westerschelde (vak 2), worden gereduceerd tot ongeveer éénderde van de huidige vracht.

De vracht zal toenemen in het stortscenario, waarbij de specie gestort wordt in een meer westelijk gelegen vak. Geconcludeerd kan worden dat de bergingsscenario's voor de Schelde, grote invloed hebben op de stofstroom in de rest van het estuarium. Wat de specie uit het oostelijk deel betreft, leiden beide scenario's tot minder grote verschillen. Dit onderscheid hangt samen met de lage slibgehalten van de drempels in dit estuariumdeel.

De bodemkwaliteit in de Westerschelde, zal zich onder het stortscenario zeer verschillend ontwikkelen. In het oostelijk deel zal na ongeveer tien jaar de kwaliteit van de Zeescheldebodem benaderd worden. In het westelijk deel zal de globale bodemkwaliteit veel minder sterk beïnvloed worden door de stortingen vanuit het oostelijk deel. Wel zal een locale verslechtering optreden, op en in de onmiddellijke omgeving van de stortlocatie.

6.4 Lange-termijn effecten op de slibbalans

Bij het doorrekenen van de scenario's is verondersteld dat een aantal randvoorwaarden in de toekomst blijft gelden. In paragraaf 6.2 werd aangegeven dat saneringen in België tot een aanzienlijke afname kunnen leiden van de slibbelasting op de Schelde. De totale transporten van rivierslib zullen hierdoor verminderen. Aan de andere kant zal de slibberging op het Land van Saeftinge in de komende decennia waarschijnlijk aanzienlijk afnemen. In figuur 21 is de afname van de komberging van dit gebied onder de niveau's NAP +3 en +4 m aangegeven. Het jaarlijkse aantal getijden met waterstanden boven deze niveau's bedraagt respectievelijk 125 en 1,5. Als de inhoud van Saeftinge met dezelfde snelheid blijft afnemen zal in het jaar 2010 het gehele gebied onder NAP +3 m zijn opgevuld. Waarnemingen wijzen niet op vermindering van de aanslibbingssnelheid in de afgelopen jaren. De afname van de slibberging op Saeftinge zal gepaard gaan met een toename van de hoeveelheid rivierslib die stroomafwaarts verplaatst wordt.

6.5 Samenvatting van de resultaten

Met een balansmodellering van de slibstromen in het Westerschelde-estuarium, waarbij de verdeling van rivier- en zeelib door metingen bepaald is, is een reconstructie gemaakt van de oplading van de bodem met aan zwevend stof geadsorbeerde microverontreinigingen. In deze modelbeschrijving is rekening gehouden met bagger- en stortactiviteiten en met de uitwisseling van slib via sedimentatie en erosie.

Bij ongewijzigd beleid inzake de kwaliteit van het aangevoerde rivierslib gaat de oplading van de bodem in het estuarium door. Wijzigingen in de kwaliteit van het zwevend stof leiden tot een snelle verandering van de kwaliteit van de bovenste, 1 m dikke sedimentlaag. In het westelijk deel van het estuarium is 70% van het slib in deze bovenlaag verontreinigd door uitwisseling met vervuild rivierslib. In het oostelijk deel is 95% verontreinigd. Het slib in de diepere bodemlaag, 1-10 m diepte, is gedeeltelijk vervuild over een oppervlakte van ongeveer 10% van het modelgebied.

Door het onttrekken van slib via berging van baggerspecie buiten het systeem, is een aanzienlijke reductie te bereiken van de stofstroom vervuild rivierslib. Deze maatregel is het meest effectief voor de Zeeschelde, waar het percentage rivierslib in de bodem het hoogst is.

Bij de verplaatsing van baggerspecie van oost naar west kunnen belangrijke hoeveelheden vervuild rivierslib betrokken zijn. Deze hoeveelheden zijn het grootst bij de verplaatsing van specie uit de Zeeschelde naar het oostelijk deel van de Westerschelde. In dat geval zal de bodemkwaliteit in het oostelijk deel aanzienlijk verslechteren. Verplaatsing van specie van het oostelijk naar het westelijk deel van de Westerschelde zal een geringere en meer locale beïnvloeding van de bodemkwaliteit tot gevolg hebben.

Sanering van de huishoudelijke en industriële afvalwaterlozingen in het stroomgebied van de Schelde leidt tot een verminderde vracht en een verbeterde kwaliteit van het rivierslib. Hierdoor zal een directe verbetering optreden van de kwaliteit van de bovenste sedimentlaag in het gehele estuarium. De halfwaardetijd van de verontreinigingsgehalten als gevolg van het uitwisselingsproces met de waterfase, bedraagt circa tien jaar.

7 BODEMKWALITEIT EN BENTHISCHE LEVENSGEMEENSCHAPPEN

7.1 Inleiding

De aanvoer en sedimentatie van verontreinigd rivierslib is gepaard gegaan met een oplading van de Westerscheldebodan met contaminanten. Sedimentatiegebieden zijn van nature rijk aan bodemdieren, vooral aan zogenaamde depositfeeders. Deze dieren consumeren het vers-gesedimenteerde zwevend stof en leven van de bacteriën en detritusbestanddelen. Afhankelijk van het lichtklimaat kunnen benthische algen deel uitmaken van het menu. Voorbeelden van depositfeeders zijn Slijkgaper, Wadpier en Slijkgarnaal. Filter-feeders zoals Mossel, Strandgaper, Kokkel en Schelpkokerworm, filteren het zwevend stof (seston) uit het water en nemen de voedselbestanddelen (algen, zoöplankton, detritus met bacteriën) op. Beide diergroepen leven in nauw contact met het sediment, op of in de bodem. Voor hun zuurstofvoorziening onderhouden zij contact met de waterfase. De totaalgehalten van contaminanten in deze waterfase worden beïnvloed door uitwisselingsprocessen tussen bodem en water. Bodemdieren stimuleren deze uitwisseling in hun onmiddellijke omgeving, door hun graaf- en ventilatiebewegingen. Inzicht in het verband tussen gehalten in bodemdieren en de belasting van het watersysteem kan dan ook niet verkregen worden door een vergelijking met de globale concentraties in bodem of water afzonderlijk.

Om gehalten in bodemdieren in verband te kunnen brengen met de waterkwaliteit, zijn concentratiefactoren bodemdier/seston bepaald, die gepresenteerd zijn in deelrapport 2. Directe opname van contaminanten uit de bodem bleef hier buiten beschouwing. In dit hoofdstuk wordt aandacht besteed aan de directe invloed van de bodemkwaliteit op benthische levensgemeenschappen. Om te beginnen wordt een beschrijving gegeven van de fysische processen die een rol spelen bij de uitwisseling van contaminanten tussen waterfase en vaste fase (bodem en zwevend stof). Kennis hiervan is nodig om de beschikbaarheid van contaminanten te kunnen beoordelen. In figuur 22 is het geheel aan uitwisselings- en opnameprocessen voor een aquatische gemeenschap geschematiseerd.

7.2 De uitwisseling van stoffen tussen water en bodem of seston

7.2.1 Relatie tussen opgeloste en gebonden fracties

Tussen de opgeloste en particulier-gebonden fractie van een stof is sprake van een evenwichtsverdeling. Deze verdeling kan beschreven worden met een zogenaamde Freundlich-isotherm :

$$X / m = K \cdot C_{eq}^{1/n} \quad (8).$$

Hierin is X de hoeveelheid geadsorbeerde stof, m de hoeveelheid adsorbens en C_{eq} de concentratie van de opgeloste stof bij evenwicht. K en n zijn constanten, die afhankelijk zijn van de eigenschappen van de adsorberende deeltjes. Organische microverontreinigingen worden hoofdzakelijk geadsor-

beerd door de organische fractie van seston of sediment, zodanig dat de concentraties in deze fractie een factor 10^6 hoger kunnen zijn dan die in het water. Men spreekt dan van een concentratiefactor (organisch) seston/water van 10^6 . Voor cadmium en koper is een concentratiefactor (totaal) seston/water van 10^4 geconstateerd (zie deelrapport 2, paragraaf 6.7).

Ook in de zuurstofrijke oppervlaktelaag van de bodem bestaat er evenwicht tussen de fractie opgelost in het poriewater en de fractie geadsorbeerd aan fijne sedimentdeeltjes. In de praktijk zal de concentratie in het poriewater zelden overeenkomen met die in het bovenstaande water. Door diffusie van opgeloste stof zal een netto flux ontstaan naar de waterkolom of naar het sediment (zie 7.2.2).

Wanneer het gehalte opgeloste stof toeneemt zal een deel hiervan geadsorbeerd worden tot het evenwicht zich opnieuw heeft ingesteld. De tijd die nodig is voor een hernieuwde evenwichtsinstelling ligt bij adsorptie in de orde van een half uur tot enkele uren. Desorptie verloopt in het algemeen veel langzamer: De halfwaardetijd van de exponentiële afname van het gehalte particulier-gebonden stof kan tot 40 dagen oplopen. In beide gevallen is de benodigde tijd afhankelijk van de turbulentie en een groot aantal fysisch-chemische factoren (pH, chloridegehalte van het water, redoxconditie van de bodem, slibgehalte, organisch-stofgehalte en het hydrofobe karakter van de betreffende stof). Vooral de desorptiesnelheid kan onder bepaalde condities aanmerkelijk hoger zijn.

Dieper in het sediment heerst zuurstofloosheid en vormen zware metalen onoplosbare verbindingen met sulfide. De omvang van de fracties die op deze wijze geïmmobiliseerd worden, hangt af van de zuurstofhuishouding van de bodem en de pH van het interstitiële water. Er is geen sprake van een evenwichtsrelatie met de opgeloste fracties in het poriënwater op deze diepte.

7.2.2 Transport tussen water en bodem

Tussen de bodem en het bovenstaande water vindt transport plaats van (toxische) stoffen. In de slibbalans spelen deze transporten een belangrijke rol (paragraaf 3.2). Een viertal processen kan betrokken zijn bij het transport van microverontreinigingen :

- 1) Sedimentatie van zwevend stof;
- 2) Resuspensie van sedimentdeeltjes;
- 3) Dispersief transport van opgeloste stof;
- 4) Advectief transport van opgeloste stof.

ad 1) Sedimentatie van zwevend stof vindt van nature plaats in sedimentatiegebieden. Bij baggerwerkzaamheden en het storten van baggerspecie kan de sedimentatie lokaal verhoogd worden, gedurende korte of langere tijd. Sedimentatie van zwevend stof kan gestimuleerd worden door filterfeeders, die het seston uit het water zeven, gedeeltelijk assimileren en de onverteerbare fractie geconcentreerd afscheiden als (pseudo)faeces.

ad 2) Resuspensie van sedimentdeeltjes treedt van nature op in erosiegebieden, of elders tijdens storm, door de inwerking van stroming of golven.

Daarnaast treedt resuspensie op tijdens baggerwerkzaamheden. De deeltjes die bij deze situaties in de waterkolom terecht komen, kunnen afkomstig zijn uit diepere sedimentlagen. Op kleinere schaal maar over uitgestrekte gebieden vindt resuspensie plaats door de activiteit van bodemdieren. Hierbij zijn doorgaans deeltjes betrokken uit de bovenste sedimentlaag.

ad 3) Het dispersief transport over het grensvlak bodem/water wordt aangedreven door concentratieverschillen tussen het interstitiële water en het bovenstaande water.

ad 4) Het advectieve transport over het grensvlak bodem/water heeft betrekking op de opgeloste stof die door opwelling uit de bodem treedt, of door wegzijging de bodem in gaat. Dit transport wordt aangedreven door drukverschillen ter plaatse, als gevolg van getijverschillen en golven.

7.3 De biologische beschikbaarheid van contaminanten

7.3.1 Beschikbaarheid en toxiciteit

De biologische beschikbaarheid van een toxische stof kan eenvoudig gedefiniëerd worden als de totale hoeveelheid die door het organisme wordt opgenomen. Bij een continue of herhaalde blootstelling aan contaminanten zullen de gehalten in een organisme een specifiek maximaal niveau bereiken, waarbij per tijdseenheid evenveel opgenomen wordt als uitgescheiden c.q. getransformeerd. De hoogte van dit niveau wordt bepaald door de opnamesnelheid en de efficiëntie van excretie- en/of transformatieprocessen, die afhankelijk zijn van het organisme (soort, levensstadium, conditie) en van de stof (speciatie, persistentie). De opnamesnelheid is uiteraard tevens afhankelijk van de aangeboden concentratie van die stof. Bij bodemdieren zal de concentratie van zowel de opgeloste als particulier-gebonden fractie van belang zijn, voor algen alleen die van de opgeloste fractie. Bij predatoren is het gehalte in de prooidieren relevant.

Ophoping tot verhoogde niveau's van toxicanten zoals zware metalen, chloor-koolwaterstoffen en polycyclische aromaten, is in meer of mindere mate waargenomen bij algen, hogere planten en tal van gewervelde en ongewervelde diersoorten [27]. Accumulatie hoeft echter niet direct tot toxische effecten te leiden. Veel organismen zijn in staat om toxicanten te neutraliseren door opslag in weefsels (vetweefsel, botten), of om stoffen te detoxificeren [5]. Bij een chronische belasting met contaminanten, kenmerkend voor sedimentaire watersystemen, kunnen deze capaciteiten ontoereikend zijn.

7.3.2 Beschikbaarheid en opname bij bodemdieren

Met het oog op de waterbodempromblematiek is het van belang om te weten langs welke wegen het bodemorganisme de verontreiniging binnenkrijgt. Bij soorten die zich ingraven zijn twee tot drie routes van belang :

- 1) Opname uit het interstitiële water via diffusie door de lichaamswand;
- 2) Opname uit het bovenstaande water via voedsel- of zuurstofopname;
- 3) Opname door ingestie van sediment (depositfeeders).

Bij opname uit het poriënwater via diffusie zijn alleen opgeloste stoffen betrokken. Langs de andere twee routes worden zowel opgeloste als particulier-gebonden stoffen opgenomen. Bij schelpdieren is een groot deel van de lichaamswand naar buiten toe afgeschermd door de schelp. De vloeistof binnen de schelp wordt voortdurend ververs met bovenstaand water. Vermoedelijk is route 1 bij deze dieren minder belangrijk.

Bij wormen moet wel degelijk rekening gehouden worden met diffusie van opgeloste stof door de lichaamswand. Bekend is de opname van aminozuren door Zeeduizendpoot [19].

Door de levensverrichtingen van ingegraven bodemdieren zal de beschikbaarheid van contaminanten toe kunnen nemen. Voor hun zuurstofvoorziening zuigen bodemdieren een waterstroom aan door hun gang of sifon. Bij gangenbewonende wormen en kreeftachtigen is het effect van deze voortdurende ventilatie goed te zien: Het overigens anaerobe sediment is direct rond de gang aerob. Verwacht mag worden dat deze lokale verhoging van de zuurstoftoevoer naar het sediment, tot mobilisatie leidt van metalen die gebonden waren als metaalsulfidecomplexen. Mogelijk neemt de beschikbaarheid van vrije sulfide voor immobilisatie verder af, door een verlaging van de pH als gevolg van de respiratie van de dieren. Door mobilisatie zullen de concentraties in het poriewater toenemen. Vanuit het poriewater vindt diffusie plaats naar het organisme, maar tegelijkertijd treedt diffusief transport op door het sediment en zal zich een nieuwe evenwichtsverdeling instellen tussen de opgeloste en particulier-gebonden fracties. In eerste instantie zal de opnamesnelheid via route 1 verhoogd worden, in tweede instantie die via route 3 en pas in derde instantie die via route 2.

Schelpdieren daarentegen, steken hun sifon uit boven het sediment-oppervlak, waardoor de aeratie van de omringende bodem beperkt zal zijn. In mosselbedden zal de accumulatie van faeces en pseudofaeces eerder leiden tot een verslechterde zuurstofhuishouding in de bodem, waardoor de beschikbaarheid van sulfide toeneemt. Hierdoor zal de concentratie van zware metalen in het interstitiële water afnemen. Omdat mosselen niet ingegraven leven en voedsel filtreren uit de waterkolom, zal het effect op de opname van metalen (route 2) beperkt zijn.

7.4 Correlaties tussen gehalten in sediment en gehalten in organismen

7.4.1 Veldwaarnemingen

Van diverse contaminanten kunnen de concentraties in bodemdieren één à twee grootte-orden hoger zijn dan de gehalten in het omringende sediment [21]. Hoe deze concentraties worden opgebouwd uit opgeloste, respectievelijk particulier-gebonden microverontreinigingen, is niet goed bekend [20].

Bij een onderzoek naar de verspreiding van cadmium in verschillende componenten van een zoetwatersysteem, bleek het gehalte in de filtrerende schelpdieren Driehoeksmossel en Vijvermossel positief gecorreleerd met het gehalte in het zoöplankton [20] (zie tabel 7). Hoge gehalten in de schelpdieren gingen vaak gepaard met hoge gehalten in seston en gefiltreerd oppervlaktewater, maar de correlatie was niet significant. Het gehalte in de vissoort Pos, die zich voornamelijk voedt met muggelarven en vlokreeften [38], was positief gecorreleerd met de concentratie van de opgeloste fractie in de waterkolom.

TABEL 7 Lineaire correlatiecoëfficiënten voor relaties tussen de cadmium-concentratie in drie organismen en enkele milieucompartimenten.

Compartiment	Organisme		
	Pos Gymnocephalus cernuus	Driehoeksmossel Dreissena polymorpha	Vijvermossel Anodonta anatina
zoöplankton	0,36	0,84*	0,54*
oppervlaktewater (excl. seston)	0,59*	0,31	0,37
seston	-	0,30	0,28
interstitieel water	-0,18	-0,01	0,01
sediment	-0,01	0,05	0,05

* = significant bij $p \leq 0,05$; het onderzoek vond plaats in 1977, op 50 locaties.

Bron: [20].

Geconcludeerd kan worden dat de gehalten in filterfeeders uit zoetwatersystemen voor een belangrijk deel tot stand zullen komen via de opname van verontreinigde voedselbestanddelen. Bij de filtratie van het seston worden de grovere anorganische bestanddelen veelal na korte tijd weer uitgescheiden in de vorm van pseudofaeces. De gehalten in het sediment en het interstitiele water hadden geen aantoonbaar effect op de uiteindelijke niveau's in de schelpdieren, zoals min of meer werd verwacht bij dit soort organismen (paragraaf 7.3.2, zie ook 7.4.2).

Meerdere onderzoekers hebben vastgesteld dat de concentratie van microverontreinigingen in de bodem, niet in relatie hoeft te staan met die in de bodemdieren. Dit geldt bijvoorbeeld voor de accumulatie van koper door de borstelwormen *Melinna palmata* [16] en Wadpier (*Arenicola marina*) [14].

Het ontbreken van correlaties kan het gevolg zijn van een beïnvloeding door de dieren zelf, van de beschikbaarheid van contaminanten in hun onmiddellijke omgeving. Daarnaast worden de opname- en uitscheidingsnelheid van een stof bepaald door de chemische speciatie. De totale concentratie van een stof in de bodem is dus geen goede maat voor de toxiciteit of beschikbaarheid. De toxiciteit van contaminanten zal onderzocht moeten worden met behulp van bioassays, onder realistische omstandigheden.

7.4.2 Bioassays

Slijkgapers

Laboratoriumexperimenten onder realistische condities hebben aangetoond dat de verontreinigingen in de bodem (sediment en interstitieel water) beschikbaar zijn voor depositfeeders [7, 15, 24]. Deze bevinding wordt ondersteund door de resultaten van een praktijkexperiment in de Westerschelde [20]. Hierbij werden enkele tientallen slijkgapers (*Scrobicularia plana*) verzameld op een relatief-onbelaste locatie in de Oosterschelde (Kats), gemerkt en vervolgens uitgezet op diverse plaatsen in de Westerschelde,

in sedimenten van overeenkomstige korrelgrootte-verdeling. Terugbemonstering vond plaats na 40 en 84 dagen. De cadmiumgehalten in de dieren vertoonden een duidelijke toename van west naar oost (figuur 23). Tevens bleek dat het maximale concentratieniveau na 84 dagen nog niet was bereikt.

Om de bijdrage van het sediment in de accumulatie te onderzoeken, werd een tweede experiment uitgevoerd. Hierbij werd op drie plaatsen in de Westerschelde de bovenlaag van het sediment (5 cm dikte) verzameld : Bij Ellewoutsdijk, Waarde en Bath. Vervolgens werd het sediment van elke locatie in open containers overgebracht naar drie plaatsen :

- 1) Een sublitorale locatie bij Kats, die continue met Oosterscheldewater overspoeld werd;
- 2) Een laboratoriumopstelling met een beperkt waterverversingsregiem;
- 3) Een laboratoriumopstelling met stagnant bovenstaand water.

Slijkgapers uit de Oosterschelde (Kats) werden gedurende 40 dagen in de containers gehouden en daarna onderzocht op cadmium en totaal-PCB. De hoogste gehalten werden gevonden in dieren uit de containers met de meest-verontreinigde bodem, afkomstig van Bath (tabel 8). Daarnaast bleek een lagere verversingsintensiteit van het bovenstaande water gepaard te gaan met hogere gehalten in de Slijkgaper.

De opname van contaminanten vindt bij deze dieren blijkbaar vooral plaats via de ingestie van sediment bij het fourageren. In wadpieren (eveneens depositfeeders) uit het brakke en overgangsgebied van de Westerschelde zijn de cadmiumgehalten nog aanmerkelijk hoger. In 1987 varieerden deze gehalten van 5,03 tot 10,03 $\mu\text{g Cd/g ADW}$. Diffusie door de lichaamswand en een beïnvloeding van de beschikbaarheid (paragraaf 7.3.2) speelt bij deze dieren mogelijk een belangrijke rol.

TABEL 8 *Concentraties van cadmium en totaal-PCB in slijkgapers verzameld in de Oosterschelde, na 40 dagen blootstelling aan Westerschelde-sediment onder verschillende condities.*

Conditie	Herkomstlocatie sediment		
	Ellewoutsdijk	Waarde	Bath
Cadmium in $\mu\text{g/g ADW}$			
Locale condities Westerschelde	2,09	3,89	4,47
Doorstroomcondities Oosterschelde	1,36	1,57	2,85
Doorstroomcondities laboratorium	2,47	3,20	3,27
Stagnante condities laboratorium	2,59	3,87	5,41
Totaal-PCB in $\mu\text{g/g ADW}$			
Locale condities Westerschelde	0,67	2,21	4,59
Doorstroomcondities Oosterschelde	0,87	1,38	2,04
Doorstroomcondities laboratorium	1,19	4,81	5,35
Stagnante condities laboratorium	2,11	2,66	8,48

De gemiddelde gehalten in de proefdieren aan het begin van het experiment bedroeg respectievelijk 1,07 $\mu\text{g Cd/g ADW}$ en 0,17 $\mu\text{g totaal-PCB/g ADW}$. Bron: [20].

Bathyporeia

In opdracht van de Dienst Getijdewateren worden bioassays ontwikkeld om de toxiciteit van bodems uit Nederlandse kustwateren vast te kunnen stellen. Het benthische kreeftje *Bathyporeia* blijkt een bruikbaar testorganisme [18]. Bij de assay wordt een verdunningsreeks gemaakt door gecontamineerd sediment te verdunnen met niet-verontreinigd. In de eerste experimenten is sediment verzameld in en naast de haven van Breskens. Het sediment in deze haven is plaatselijk sterk vervuild, vooral in de onmiddellijke omgeving van bellingen en bankstellingen. De concentraties van cadmium, koper, kwik, PCB's en PAK's zijn sterk verhoogd. Het totaal-PAK-gehalte kan oplopen tot 870 mg per kg droog sediment. Bij een verdunning van 90 à 95% was de helft van het aantal *Bathyporeia*'s na tien dagen gestorven (figuur 24).

7.5 Concentratiefactoren

Voor een beoordeling van ontwikkelingen in de bodemkwaliteit in termen van biologische gevolgen, is inzicht vereist in de mate waarin organismen stoffen accumuleren. In deelrapport 2 zijn concentratiefactoren seston/water en bodemdier/seston afgeleid. Voor bodemdieren en met name depositfeeders, is het beeld daarmee nog niet compleet. De Kock en Marquenie [21] geven concentratiefactoren bodemdier/bodem voor PCB en een aantal metalen, gebaseerd op literatuuronderzoek. Deze factoren zijn samengevat in tabel 9, waaruit blijkt dat tussen de metalen grote verschillen kunnen optreden. Per metaal zijn de verschillen tussen de onderzochte dieren minder groot. Wel zijn de ranges in veel gevallen aanmerkelijk breed.

TABEL 9 Concentratiefactoren bodemdier / bodem, voor mariene organismen.

Organisme	Stof									
	Ag	Cd	Zn	Cu	Hg	Pb	Co	Fe	Mn	PCB
Wadpier		2-10	1-10	0,5-5	0,5-5	1			0,02	
Zeeduizendpoot	2-20	10-20	f	0,5-1	2-3	0,025-0,25	0,5	f	0,02-0,05	
Zager										2-10
Nonnetje	100-200	0,3-20	4-20	2-30	1-10	0,1-0,5	0,3	0,03	0,1-0,2	3-10
Slijkgaper	40	0,5-60	10	8	2	2	1	0,04	0,1	2-5
Am. venusschelp		2	2	3		0,5-1		0,5		

f = concentratie in het dier fysiologisch gereguleerd op het externe gehalte;

Bron [21].

De bepaling van dergelijke concentratiefactoren wordt bemoeilijkt door de beperkte nauwkeurigheid waarmee sedimentanalyses uitgevoerd kunnen worden. Daarbij komt dat de accumulatie-niveaus binnen een soort kunnen

variëren, met de conditie van het dier en standplaatsfactoren als zoutgehalte. In de onderzochte borstelwormen zijn de cadmium-, zilver- en kwikgehalten een factor tien hoger dan in het sediment, terwijl de gehalten van lood en mangaan in deze dieren relatief lager zijn. Bij de tweekleppige schelpdieren wordt zilver met een factor 100 geconcentreerd. De gehalten van cadmium, koper, kwik, zink en PCB's zijn een factor tien hoger dan in het sediment; de concentraties ijzer en mangaan zijn lager.

7.6 Biologische effecten van contaminanten

7.6.1 Inleiding

In hoofdstuk 6 van deelrapport 2 is aandacht besteed aan de effecten van toxicanten in de waterfase. Ondermeer zijn letale concentratieniveau's gepresenteerd voor opgeloste contaminanten. Subletale effecten vormen in de praktijk een veel grotere bedreiging voor het ecosysteem dan acute letale. De chronische vergiftiging heeft een sluipende, onzichtbare werking, die op een langere termijn ernstige schadevormen kan aannemen. Voorbeelden hiervan zijn groeistoornissen, vermindering van de voortplanting en aantasting van het afweersysteem tegen infecties. Anders dan de acute sterfte zijn deze subletale effecten het gevolg van een langdurige verhoging van de gehalten van toxische stoffen in het organisme. In de vorige paragrafen is gebleken dat deze verhoging bij bodemdieren tevens tot stand kan komen door een opname van seston (inclusief algen en zoöplankton), of de ingestie van sediment. Enkele voorbeelden van subletale effecten hierdoor worden in deze paragraaf kort besproken.

7.6.2 Effecten op lagere trofische niveau's

Reynoldson geeft een samenvatting van de literatuur over effecten van interacties tussen verontreinigd sediment en bodemorganismen [30]. Uit diverse studies blijkt dat de levenscyclus van bodemdieren verstoord kan raken. Bij wormen (o.a. *Capitella capitata*) nam de gemiddelde lengte van de dieren af, de reproductie verminderde en de mortaliteit nam toe, in vergelijking tot controle-dieren. Ook bij muggenlarven (Chironomiden), die gekweekt werden op met zware metalen verontreinigde bodems, werden dergelijke effecten geconstateerd. De larven werden minder zwaar en de ontwikkeling van pop tot mug werd vertraagd.

7.6.3 Effecten op hogere trofische niveau's : Visziekten

Onderzoek in de Verenigde Staten heeft een verband aangetoond tussen het vóórkomen van levertumoren bij bentische vissen en de concentratie van polycyclische aromaten (PAK's) in het sediment. Al eerder bleken bodemvispopulaties in de omgeving van industriecentra gekenmerkt te worden door een hoge prevalentie van visziekten, zoals levertumoren en vinrot [26]. Om het verband tussen bodemverontreiniging en ziektevéórkomen te onderzoeken, werd veldonderzoek gecombineerd met laboratoriumexperimenten [23]. Het veldonderzoek werd uitgevoerd in Puget Sound, een baai

in Zuid-Californië. Het sediment in deze baai is op vele plaatsen sterk vervuild met diverse chemicaliën. In geïndustrialiseerde gebieden was het PAK-gehalte in de bodem 150 keer hoger dan in andere delen van de baai (figuur 25). Ook het PCB-gehalte was plaatselijk sterk verhoogd (figuur 26). Als testorganisme werd de Engelse tong (*Parophrys vetulus*) gekozen, een bodemgebonden vis met territoriumgedrag, die aparte subpopulaties vormt. Volwassen individuen vertonen in de paaitijd een beperkte migratie maar keren steeds weer terug naar hun oorspronkelijke woongebieden. Het voedsel van deze vis bevatte hoge gehalten aan PAK's en PCB's. Het effect hiervan werd afgemeten aan het vóórkomen van levertumoren (figuur 27). Vissen uit de meest-verontreinigde gebieden vertoonden de hoogste prevalenties. Tussen de prevalentie in de gehele baai en de gehalten van 36 verschillende PAK's, konden significante positieve correlaties worden berekend. Laboratoriumproeven maakten duidelijk dat deze regressies tevens als dosis-effectrelatie gehanteerd konden worden.

7.6.4 Beoordeling van de situatie in de Westerschelde

Ook in de Westerschelde is sprake van een verhoogde prevalentie van levertumoren en vinrot bij Bot. De PAK-gehalten in het sediment van het oostelijk deel liggen in de orde van 2 tot 14 mg/kg asvrij drooggewicht voor fluorantheen en 1 tot 6 mg/kg voor benzo(a)anthraceen.

De vegetatie van het Land van Saeftinge is gekenmerkt door verhoogde gehalten van zware metalen, die met het seizoen variëren. In het voorjaar zijn de concentraties twee tot zes keer hoger dan in de zomer. In de periode mei 1983 - mei 1985 zijn gestorven of geslachte schapen uit de kudde van Saeftinge onderzocht [2]. De levers van de dieren vertoonden een vijfvoudige verhoging van het loodgehalte en een tienvoudige van het ijzergehalte. Het cadmiumgehalte in de levers en nieren was licht verhoogd. Toch vertoonden geen van de dieren fysieke tekenen van vergiftiging.

In schelpdieren uit het oostelijk deel is het cadmiumgehalte eveneens verhoogd. De gehalten benaderen de grens waarbij de populatie-ontwikkeling stagneert (zie deelrapport 2).

8 WATERBODEMNORMERING, BAGGER- EN STORTBELEID

8.1 Het huidige beleid ten aanzien van baggerspecie

Voor het onderhoud van havens en vaarwegen zijn regelmatige baggerwerkzaamheden noodzakelijk. De opgebaggerde specie is meestal in meer of mindere mate verontreinigd. Daarnaast kunnen er in een watersysteem bodems voorkomen die niet om nautische redenen gebaggerd hoeven te worden, maar waarvan de verontreinigingsgraad zodanig is dat sanering gewenst is. In beide gevallen wordt de waterbeheerder geconfronteerd met omvangrijke hoeveelheden baggerspecie, die op een verantwoorde wijze behandeld moeten worden.

Voor het terugstorten van baggerspecie in het watersysteem is een vergunning vereist krachtens de Wet Verontreiniging Oppervlaktewateren (WVO). Een belangrijk criterium voor het al of niet verlenen van deze vergunning vormt de chemische kwaliteit van de specie. Deze kwaliteit moet dan ook bepaald worden voorafgaand aan de vergunningsaanvraag. De vastgestelde kwaliteit wordt vervolgens getoetst aan normen die opgesteld zijn om het ontvangende milieu te beschermen tegen een te sterke verontreiniging, als gevolg van de depositie van de specie. Tot op heden vindt deze toetsing plaats aan de hand van de zogenaamde BER/WL-normering. Deze normering is gebaseerd op de concentraties van microverontreinigingen in een aantal referentiegebieden, waarbij de mate van verontreiniging varieert van schoon (klasse I) tot ernstig vervuild (klasse IV).

Het WVO-beleid inzake baggerspecie dat de Rijkswaterstaat Directie Zeeland in de afgelopen jaren gevoerd heeft, kende de volgende uitgangspunten :

- Specie van de klasse II, III of IV is dermate verontreinigd dat het terugstorten in watersystemen met een hoge ecologische doelstelling niet zonder meer is toegestaan;
- Specie van de klasse II of III kan in een overgangperiode onder voorwaarden worden teruggestort. Deze voorwaarden hangen samen met de aard van de verontreiniging en de kenmerken van de stortlocatie. Bovendien wordt geëist dat de bronnen van verontreiniging weggenomen worden;
- Specie van de klasse I wordt als schoon aangemerkt en kan in het watersysteem worden teruggestort.

Dit beleid is verwoord in de nota "Speciebergings zuidelijke Deltawateren" van de Directie Zeeland [12]. In deze nota wordt geanticipeerd op de invoering van het nieuwe normeringssysteem, dat in de volgende paragrafen zal worden toegelicht.

In verband met de duidelijke morfologische, sedimentologische en hydrochemische verschillen tussen de Deltawateren en het Benedenrivierengebied, acht de Directie Zeeland het wenselijk om een bredere basis te creëren voor het beheer van de Zeeuwse wateren. Voor de onderhavige problematiek is het gewenst om aansluiting te zoeken bij de landelijke ontwikkelingen met betrekking tot de normering van de (water)bodemkwaliteit. Door Rijkswaterstaat is een interim normeringssysteem ontwikkeld, dat bedoeld

is als leidraad voor het speciebergingsbeleid voor rijkswateren [9]. Dit systeem zal door Rijkswaterstaat gehanteerd worden, totdat een definitieve, landelijke normering ontwikkeld is.

8.2 De ontwikkeling van de normering van de waterbodembodemkwaliteit

In verband met de beperkte toepasbaarheid van de BER/WL-normering wordt binnen Rijkswaterstaat al enige tijd gewerkt aan de ontwikkeling van een normeringsstelsel voor de waterbodembodemkwaliteit, dat landelijk bruikbaar is. Tegelijkertijd is een algemeen toepasbare methode ontwikkeld voor de correctie van gehalten in sedimenten van uiteenlopende samenstelling.

Het RWS-systeem

Deze werkzaamheden hebben inmiddels geleid tot een beoordelingssysteem dat net als het BER/WL-systeem gebaseerd is op gehalten in een groot aantal referentiemonsters. Deze monsters zijn echter niet alleen uit het Benedenrivierengebied afkomstig, maar uit diverse, overwegend zoete, Nederlandse wateren. Dit nieuwe normeringssysteem zal in de komende periode tevens dienst gaan doen als toetsingskader voor de WVO-vergunningen voor het storten van baggerspecie in rijkswateren. In het vervolg van deze nota zal dit systeem worden aangeduid als het RWS-systeem.

Voor de praktische toepassing van het RWS-systeem zijn voorlopig drie normen van belang :

- 1) De **basiskwaliteitsnorm**, die gebaseerd is op de bodembodemkwaliteit van nauwelijks door microverontreinigingen vervuilde gebieden (Oosterschelde, Markermeer, Zuidelijke Randmeren);
- 2) De **toetsingswaarde**, die gebaseerd is op de gehalten in de bodem van het IJsselmeer;
- 3) De **signaleringswaarde**, die gebaseerd is op de verontreinigingsgraad van bodems op de grens van de klassen III en IV uit de BER/WL-normering.

Bijlage 2 geeft een overzicht van de normen voor de diverse microverontreinigingen, volgens het BER/WL en het RWS-systeem.

De RWS-normen zijn afgeleid van de bovengrens van de ranges, gevormd door de gehalten in de referentiesedimenten. Deze normen moeten als volgt geïnterpreteerd worden :

ad 1) De basiskwaliteit geeft het minimaal na te streven kwaliteitsniveau aan. Uitgangspunt vormen de bovengrenzen voor een goede bodembodemkwaliteit. Twee punten zijn belangrijk. Tussen de gedefiniëerde basiskwaliteit en de kwaliteit van de referentiebodems kunnen verschillen gaan ontstaan (bijvoorbeeld door specifieke eigenschappen van het aquatisch systeem of ontwikkelingen in onderzoeksmethodieken). Dit zal met name voor sommige organische microverontreinigingen kunnen gelden. Op de tweede plaats moet voorkomen worden dat de basiskwaliteitsnorm "opgevuld" wordt;

waterbodems met een kwaliteit boven de basiskwaliteitsnorm (de Noordzee en laag-belaste kustwateren), mogen niet significant in kwaliteit achteruitgaan als gevolg van het storten van baggerspecie.

ad 2) De toetsingswaarde speelt vooral een rol bij de beoordeling van de chemische kwaliteit van baggerspecie. Wanneer de kwaliteit aan deze norm voldoet is toepassing of verspreiding van de specie onder voorwaarden mogelijk. De voorwaarden kunnen betrekking hebben op de plaats waar storting wordt toegestaan, op de wijze van storten, op de toegestane vracht aan microverontreinigingen e.a. Wanneer de toetsingswaarde overschreden wordt moet gezorgd worden voor een gecontroleerde opslag (bijvoorbeeld in diepe putten of op het land), of verwerking.

Voor bodems in wateren met een ecologische doelstelling van het hoogste niveau, geldt dat bij overschrijding van deze norm onderzoek naar de noodzaak van sanering gewenst is.

Verscherping van de toetsingswaarde biedt op de langere termijn een mogelijkheid om de doelstelling van een goede water- en bodemkwaliteit te realiseren.

ad 3) De signaleringswaarde geeft aan dat ecotoxicologische risico's potentiëel aanwezig zijn. Waar deze norm van toepassing is, is onderzoek naar de noodzaak van sanering urgent.

Toekomstige ontwikkelingen

Het RWS-systeem is gebaseerd op referentiemonsters die in hoofdzaak afkomstig zijn uit zoete wateren. Het is niet uitgesloten dat het systeem in de toekomst wordt uitgebreid met een normering die toegespitst is op brakke en zoute wateren. Op dit moment zijn nog onvoldoende gegevens beschikbaar, om op eenzelfde wijze definitieve normen op te stellen voor mariene milieu's.

De aanpassing voor dergelijke wateren zal vooral betrekking hebben op de normstelling voor zware metalen. Van enkele metalen is de mobiliteit in zout water groter dan in zoet. Voor de Zeeuwse situatie vormen de huidige RWS-normen vooralsnog een goed uitgangspunt.

Voorts zal in de nabije toekomst de Nederlandse normering moeten worden afgestemd op die voor de Noordzee, in het kader van de uitvoering van het Verdrag van Oslo inzake de verspreiding van baggerspecie.

9 BELEIDSONTWIKKELING

9.1 Het Nederlandse waterbodembeleid

De landelijke doelstelling voor de waterbodempkwaliteit is het bereiken van de basiskwaliteit. De termijn waarbinnen en de wijze waarop dit doel bereikt dien te worden, wordt door de beheerder per watersysteem aangegeven. Als toetsingskader voor de beoordeling van de kwaliteit is een uniform toepasbare klassificatiemethode ontwikkeld, die in hoofdstuk 8 besproken is (zie ook [13]).

In de Derde Nota Waterhuishouding zullen watersysteemdoelstellingen worden ontwikkeld, die betrekking hebben op de gebruiksfuncties van het systeem, inclusief de natuurfunctie. Deze doelstellingen monden uit in een verzameling van eisen aan de fysische, chemische en biologische eigenschappen van een watersysteem, om de gewenste situatie op termijn zo goed mogelijk te kunnen benaderen. Onder watersysteem wordt het oppervlaktewater verstaan, met inbegrip van oever, waterbodem en grondwater.

De Westerschelde wordt belast door zijdelingse lozingen in het Nederlandse deel, maar vooral door lozingen in het afwateringsgebied van de Schelde. Verbetering van de slechte bodempkwaliteit in het oostelijk deel zal vooral tot stand moeten komen door een sanering van afvalwaterstromen. Aan de Nederlandse zijde van de grens zal het te formuleren stortbeleid voor baggerspecie, rekening moeten houden met een slechts langzame verbetering van de kwaliteit van de bodem.

9.2 Internationale afspraken

In het Verdrag van Oslo is vastgelegd dat geen afvalstoffen, waaronder baggerspecie, in zee verspreid mogen worden, tenzij kan worden aangetoond dat dit geen schadelijke gevolgen heeft. Voor de beoordeling hiervan zijn voorlopige, experimentele normen in het verdrag opgenomen. Elke lidstaat mag strengere regels stellen.

De Oslo-Commissie, het internationale orgaan dat de uitvoering van het Verdrag van Oslo coördineert, heeft het voorstel geaccordeerd om ook de estuaria, tot een gegeven grens op basis van het zoutgehalte, onder de verdragscode te brengen. De lidstaten moeten deze verandering nog bekrachtigen. Het Nederlandse standpunt is dat in ieder geval de Westerschelde, maar ook een deel van de Schelde op Belgisch grondgebied, onder het verdrag van Oslo behoort te vallen. De RWS-toetsingswaarden zijn strenger dan de voorlopige normen van het Oslo-Verdrag.

9.3 Beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde

9.3.1 Algemeen

Bij het formuleren van de beleidsuitgangspunten voor de Westerschelde is onderscheid gemaakt in doelen, voorwaarden en maatregelen. Bovendien is aangegeven welke aspecten nader onderzoek behoeven.

De doelen zijn vastgelegd in doelstellingen voor de korte termijn (het jaar 1995) en doelstellingen voor de middellange termijn (het jaar 2000).

De doelstellingen voor de korte termijn zijn in eerste instantie geënt op het ecologisch functioneren van het Nederlandse deel van het estuarium. Voor de doelstellingen op middellange termijn zijn aanvullende eisen gesteld aan het functioneren van de Schelde zelf.

Het is nog niet mogelijk om voor alle doelstellingen de corresponderende voorwaarden in kwantitatieve zin aan te geven. In de meeste gevallen zijn deze voorwaarden dan ook richtinggevend geformuleerd.

De te nemen maatregelen vloeien slechts ten dele voort uit reeds vastgesteld beleid. Aanvullende maatregelen zijn geformuleerd vanuit de gestelde doelen.

9.3.2 Doelen

Korte termijn (1995)

- Geen verdere verslechtering van de bodemkwaliteit van het estuarium en de havens;
- Bereiken van de toetswaarde van de bodemkwaliteit, in baggervakken en havens die beïnvloed worden door directe lozingen;

Middellange termijn (2000)

- Bereiken van de basiskwaliteit in baggervakken en havens die beïnvloed worden door directe lozingen;
- Benaderen van de natuurlijke bodemkwaliteit in het overige deel van het estuarium.

Het resultaat van de middellange-termijndoelstelling voor de beïnvloede baggervakken, is een waterbodembodemkwaliteit die als licht-verontreinigd kan worden beschouwd. Hierbij is een veiligheidsmarge in acht genomen, met het oog op ecotoxicologische risico's. Baggerspecie zal op grond van deze kwaliteit weer in het systeem verspreid kunnen worden.

9.3.3 Voorwaarden

Voor het bereiken van de kwaliteitsdoelstellingen is het nodig dat de belastingen op de Schelde en de zijdelingse belastingen op de Westerschelde in de komende jaren (verder) gereduceerd worden. Uit de analyse van de rivierslibbalans (hoofdstuk 6) kan afgeleid worden, dat een verbetering van de kwaliteit van het aangevoerde riviersediment essentieel is. Alleen dan zal de bodemkwaliteit in het oostelijk deel van de Westerschelde de basiskwaliteitsnorm kunnen gaan benaderen. Beleidsvoorstellen die een

reductie beogen van de belasting aan microverontreinigingen zijn geformuleerd in deelrapport 2. Zolang de kwaliteit van het aangevoerde slib slecht blijft, dient de verspreiding van gecontamineerd sediment beperkt te worden. Een reductie van de grensoverschrijdende slibvracht in het algemeen zal een gunstig effect op het herstel van de bodemkwaliteit kunnen hebben. De algemene voorwaarden kunnen als volgt worden samengevat :

Algemeen

- Reductie van de gehalten van opgeloste en particulier-gebonden microverontreinigingen (zie deelrapport 2);
- Beperking van de verspreiding van gecontamineerd slib;
- Reductie van de zwevend-stofvracht.

9.3.4 Maatregelen

De maatregelen die tot doel hebben om de bodemkwaliteit te verbeteren, vallen in twee groepen uiteen. Op de eerste plaats is een reeks maatregelen geformuleerd die de belasting aan microverontreinigingen en zwevend stof zal moeten terugdringen. Deze categorie is uitgewerkt in de deelnota's 1 en 2 en zullen hier kort verwoord worden. Op de tweede plaats zijn maatregelen voorgesteld die tot doel hebben om de verspreiding van verontreinigd slib te beperken, in de periode die nodig is voor het bereiken van de basiskwaliteit en daarna.

Reductie van de belasting aan microverontreinigingen en zwevend stof

Korte termijn (1995)

- Afronding van het Nederlandse zuiveringsprogramma voor het Westerscheldegebied;
- De sanering van diffuse bronnen in de havens dient met kracht te worden voortgezet;
- Toepassing van het 70%-reductiescenario met betrekking tot de belasting aan zuurstofbindende stoffen in het stroomgebied van de Schelde;
- Een algemene reductie van de belasting met microverontreinigingen in het afwateringsgebied van de Westerschelde en de Schelde met 50%, conform de afspraken van de Noordzee-Ministersconferentie;
- Een reductie van minstens 80% van de belasting met de prioritaire stoffen cadmium, PCB's, tributyltin, polycyclische aromatische koolwaterstoffen en organochloorpesticiden in het stroomgebied van de Schelde.

Middellange termijn (2000)

- Een verdere reductie van de belasting met contaminanten;
- Het toekennen van een hogere ecologische doelstelling aan de Schelde, afgestemd op haar belang voor het estuarium en de kustzone;
- Het opstellen van een actieplan voor het gehele afwateringsgebied van Schelde en Westerschelde om de ecologische doelstellingen te realiseren.

Beperking van de verspreiding van verontreinigde baggerspecie

Het vervuilde slib komt in het oostelijk deel van de Westerschelde terecht door sedimentatie van afstromend rivierslib en voor een groot deel via stortingen van baggerspecie, afkomstig uit sedimentatiegebieden in de Zeeschelde en de Antwerpse havens. Op andere slibrijke locaties, zoals de toegangsgeulen tot de grote zeesluizen, leidt het onderhoudsbaggerwerk tot een voortdurend rondstromen van sterk vervuild slib. De balansstudie toont aan dat onttrekking van dit slib een aanzienlijke bijdrage kan leveren aan de realisatie van de beleidsdoelen binnen de geplande termijn. Inmiddels wordt door België een deel van deze specie geborgen in putten buiten het systeem. Gezocht wordt naar een uitbreiding van de bergingscapaciteit.

Eén van de uitgangspunten in het beleid voor de Zeeuwse wateren, is het standpunt dat verontreinigde specie niet van het ene naar het andere watersysteem verspreid mag worden [12, 13]. Dit uitgangspunt moet voorkomen dat watersystemen waarvoor de norm op de middellange termijn ruimer is, worden belast met verontreinigde specie uit systemen waarvoor een strengere norm gehanteerd wordt (geen opvulling van de norm).

Het nieuwe beleid ten aanzien van de verspreiding van baggerspecie in de Westerschelde zal uiterlijk 1 januari 1991 ingaan. De tijd tot 1991 wordt besteed aan de uitwerking van een provinciaal speciebergingsplan [28], conform de geformuleerde beleidsuitgangspunten. Deze termijn biedt tevens de mogelijkheid om het nieuwe classificatiesysteem in de praktijk te toetsen en de ervaringen in het speciebergingsplan te verwerken.

Per 1 januari 1991 zal specie uit baggervakken die beïnvloed worden door directe lozingen en waarvan de kwaliteit slechter is dan de toetsingswaarde van het RWS-systeem, niet meer teruggestort mogen worden in de Westerschelde. In het huidige beleid wordt voor het storten van dergelijke specie alleen een vergunning verleend, wanneer de lokale vervuilsbronnen gesaneerd worden. Het gaat hierbij met name om de havens langs de Westerschelde en de toegangsgeulen tot de sluizen. Ook de Drempel van Zandvliet en de meer stroomopwaarts gelegen drempels in de Schelde, zullen onder deze maatregel vallen; de water- en bodemkwaliteit in deze gebieden wordt direct beïnvloed door de lozingen van de langs de Schelde gevestigde industrieën.

De bodemkwaliteit in het Westerschelde-bekken zelf, is in vrijwel alle gevallen beter dan de toetsingswaarde en voldoet in de meeste gevallen aan de basiskwaliteitsnorm. Dit geldt ook voor de intergetijdegebieden en de stroomafwaarts van Zandvliet gelegen drempels. Wel nemen de gehalten van microverontreinigingen in de Westerschelde toe van west naar oost.

Baggerspecie afkomstig van baggervakken uit de vaargeul wordt als gebiedseigen specie benaderd. Deze specie is niet direct beïnvloed door zijdelingse lozingen. Met de concentratiegradiënt van microverontreinigingen wordt rekening gehouden door de specie niet terug te storten op meer westelijk gelegen locaties.

Door calamiteiten kunnen de drempels in de vaargeul extra vervuild raken. Het verspreiden van opgebaggerd sediment moet in deze gevallen beperkt worden, afhankelijk van de aard en de mate van verontreiniging.

In het Westerscheldegebied zal in de komende jaren nog een hoeveelheid specie vrijkomen die niet voldoet aan de toetsingswaarde en derhalve niet in de Westerschelde verspreid zal mogen worden. Deze specie zal geborgen moeten worden in een geïsoleerde berging.

Stappen voor de realisatie van een depôt zullen uitgewerkt worden in het Provinciale Beleidsplan voor de Berging van Baggerspecie. Het depôt zal tevens ruimte moeten bieden aan probleemspecie uit andere rijks- en binnenwateren in de provincie Zeeland.

Daarnaast moet onderzoek worden verricht naar de praktische mogelijkheden van scheidings- en reinigingstechnieken, om de hoeveelheid in depôt te bergen specie zoveel mogelijk te kunnen reduceren.

In verband met de afstemming op het waterkwaliteitsbeleid voor de Noordzee mag in de toekomst een verdere aanscherping verwacht worden. Deze aanscherping zal ertoe moeten leiden dat de middellange-termijn doelstelling gehaald wordt. Essentieel hierbij is een reductie van de verontreinigingsvracht ten gevolge van speciéstortingen. Deze vracht dient vóór 1995 met 50% gereduceerd te zijn.

Hieronder worden de maatregelen met betrekking tot de berging van specie samengevat.

Korte termijn (1995)

- De verspreiding of gecontroleerde berging van verontreinigde baggerspecie in een ander watersysteem is in principe niet toegestaan;
- Baggerspecie waarvan de kwaliteit niet voldoet aan de toetsingswaarde mag niet in de Westerschelde worden verspreid;
- Voor de berging van specie die niet aan de toetsingswaarde voldoet dient een geïsoleerde berging te worden gerealiseerd;
- Verontreinigde baggerspecie afkomstig uit baggervakken in de vaargeul en waarvan de kwaliteit voldoet aan de toetsingswaarde, dient in hetzelfde riviervak of oostelijker teruggestort te worden;
- Bij calamiteiten die tot extra vervuiling van baggervakken in de vaargeul leiden, kan specieberging noodzakelijk zijn, afhankelijk van de aard en de mate van verontreiniging;
- Het milieurendement van het onderhoudsbaggerwerk in de vaargeulen van de zeesluizen bij Antwerpen dient te worden vergroot door het meest-vervuilde, slibrijke materiaal in depôt te brengen;
- Het storten van materiaal afkomstig van ontgroningen ten behoeve van de verbreding van kanalen, aanleg van havens, e.d. moet beperkt worden. De berging van deze grond moet zodanig plaatsvinden dat de verspreiding van slib wordt geminimaliseerd;
- De verontreinigingsvracht ten gevolge van speciéstortingen in het estuarium zal met 50% gereduceerd moeten worden.

9.4 Nader onderzoek

Het geformuleerde beleid berust voor een aanzienlijk deel op de resultaten van het slibbalansonderzoek, besproken in de hoofdstukken 3 t/m 5. Bij dit onderzoek zijn een aantal veronderstellingen gehanteerd :

- De verdeling rivierslib/zeeslib is in de loop van de jaren niet sterk veranderd;
- Binnen een modelvak zijn erosie en sedimentatie in evenwicht;
- De belasting vanuit de Schelde overheerst;
- De aan slib gebonden verontreiniging gedraagt zich conservatief;
- De invloed van biologisch-gestuurde uitwisselingsprocessen is op deze schaal niet belangrijk.

Om de juistheid van deze aannames te controleren zijn de volgende onderzoekinspanningen gewenst :

- Een nadere modellering van de slibtransporten, met aandacht voor zowel de ruimtelijke aspecten als de dichtheidsstroming;
- Een nadere modellering van de verdeling van marien en fluviatiel sediment in het bekken;
- Een nadere studie naar de mobiliteit van verontreinigingen als functie van fysisch-chemische condities en in relatie tot de normering. In het verlengde hiervan ligt een verdere ontwikkeling van het systeem-analytisch instrumentarium voor de verspreiding van verontreinigingen in het systeem;
- Een saneringsonderzoek op locaties waar de kwaliteit van de specie niet voldoet aan de signaleringswaarde. Hierbij moet gedacht worden aan een aantal havens, of havengedeelten en aan het Land van Saeftinge. Een meer gedetailleerd onderzoek naar de verontreinigingstoestand van zowel de oppervlakkige als de diepere bodemlagen in dit gebied, kan bovendien meer informatie opleveren omtrent de verontreinigingsgeschiedenis van dit gebied;
- Een onderzoek naar de voorwaarden die gesteld moeten worden aan technieken voor de scheiding en reiniging van (ernstig) vervuild sediment, om voldoende rendement op te leveren bij toepassing in de Westerschelde-situatie. De ontwikkeling van dergelijke technieken moet gestimuleerd worden.

Daarnaast is het noodzakelijk om een bergingsdepôt te realiseren voor de specie die niet in het systeem verspreid mag worden. Om de vereiste capaciteit te kunnen bepalen, moet vastgesteld worden hoeveel specie voor berging in aanmerking komt.

Daarnaast is onderzoek nodig naar de verspreiding van gecontamineerd zeeslib, afkomstig van de stortlocatie voor havenslib uit Zeebrugge. In recente jaren zijn hoge totaalgehalten van zink, kwik en PAK's aangetroffen in het water van de kustzone ter hoogte van Cadzand (zie deelrapport 2), met name in de wintermaanden. Deze gehalten zijn hoger dan te Vlissingen en nauw gecorreleerd met het zwevend-stofgehalte. Dit betekent dat de opwerveling van bodemmateriaal een rol speelt. Getijstromingen zullen dit sediment het estuarium in kunnen transporteren.

GEciteerde literatuur

- 1 ANONYMUS (1987) Milieubewust baggeren en storten. MKO-nota R 87.13, Gemeentewerken Rotterdam, Rijkswaterstaat.
- 2 BAARS AJ ET AL. (1988) Environmental contamination by heavy metals and fluoride in the Saeftingse salt marsh and its effect on sheep. *The Veterinary Quarterly* 10 : 90-98.
- 3 BALZER (1987) Diagenesis and exchange processes at the benthic boundary. p 116-119 in : Rumohr J (ed) *Seawater-sediment interactions in coastal waters*. Lecture notes on coastal and estuarine studies. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.
- 4 BASTIN A (1974) Regionale sedimentologie en morfologie van de zuidelijke Noordzee en het Schelde estuarium. Dissertatie, Katholieke Universiteit Leuven. 91 p.
- 5 BAYNE BL, BROWN DA, BURNS K, DIXON DR, IVANOVICI A, LIVINGSTONE DR, LOWE DM, MOORE MN, STEBBING ARD en WIDDOWS J (1985) The effects of stress and pollution on marine animals. Preager Publications, New York. 375 p.
- 6 BIJLSMA L en STEYAERT F (1988) Bed quality development in the Western Scheldt estuary. Bijdrage gepresenteerd tijdens : *BHRA Water Modelling and Measurement 2*, Morrogate, UK, November 7-9, 1988.
- 7 COURTNEY WAM en LANGSTON WJ (1978) Uptake of polychlorinated biphenyl (Aroclor 1254) from sediment and from seawater in two intertidal polychaetes. *Environ Poll* 15 : 303-309.
- 8 DBW/RIZA (1987) Verwerking van baggerslib. Nota 87.006, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA.
- 9 DBW/RIZA (1988) Baggerspecie- en waterbodemproblematiek. Stand van zaken. Nota 88.034, Rijkswaterstaat Dienst Binnenwateren/RIZA.
- 10 DGM (1986) NOB interimrapport van de werkgroep Normering. Rijkswaterstaat DGM.
- 11 D'HONT P en JACQUES TG (1982) Gesuspendeerd materiaal in de Schelde. *Water* nr. 4, Ministerie van Volksgezondheid.
- 12 DIRECTIE ZEELAND (1987) Speciebergings zuidelijke Deltawateren. Nota AX 87.176, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 13 DIRECTIE ZEELAND (1989) Waterbodembeleid Zeeuwse rijkswateren. Nota AX 89.008, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.

- 14 EVERAARTS JM (1986) The uptake and distribution of copper in the lugworm *Arenicola marina* (Annelida, Polychaeta). *Neth J Sea Res* 20 : 253-267.
- 15 FOWLER SW, POLYKARPOV GG, ELDER DL, PARSI P en VILLENEUVE JP (1978). Polychlorinated biphenyls : accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar Biol* 48 : 303-309.
- 16 GIBBS PF, BRYAN GW en RYAN KP (1981) Copper accumulation by the polychaete *Melina palmata*: an antipredation mechanism ? *J mar biol Ass UK* 61 : 707-722.
- 17 GRONTMIJ (1988) Voorstudie locatiekeuze berging baggerspecie Provincie Zeeland. Grontmij.
- 18 HURK P VAN DEN (1988) Voortgangsrapportage Indicat-Biomon 2. Periode mei-oktober 1988. Bureau Waardenburg BV, Culemborg.

HURK P VAN DEN. Ongepubliceerde gegevens over *Bathyporeia*.
- 19 JORGENSEN NOG en KRISTENSEN E (1980) Uptake of amino acids by three species of *Nereis* (Annelida: Polychaeta). *Mar Ecol Progr Ser* 3 : 329-340.
- 20 KOCK WC DE (1985) Biologische monitoring van contaminanten in sedimenten. In : *Onderwaterbodems, rol en lot*. Verslag van een symposium gehouden op 28-29 mei 1985, Rotterdam.
- 21 KOCK WC DE en MARQUENIE JM (1982) The effects of discharges of certain metals and of organochlorine compounds such as PCB's and pesticides on marine ecosystems; a literature survey. TNO-report CL 82/97. 178 p.
- 22 KOOIJ LA VAN DER (1982) De waterkwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981. Nota 82.063, Rijkswaterstaat, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater.
- 23 MALINS DC, MCCAIN BB, LANDAHL JJ, MYERS MS, KRAHN MM, BROWN DW, CHAN SL en ROUBAL WT (1988) Neoplastic and other diseases in fish in relation to toxic chemicals: an overview. *Aquatic Toxicology* 11 : 43-67.
- 24 MARQUENIE JM en TENT L (1986) Environmental impact of contaminants mobilized from sediment upon disposal. TNO-publication no. P 86/030.
- 25 MCLEESE DW, METCALFE CD en PEZZACK DS (1980) Uptake of PCB's from sediment by *Nereis virens* and *Crangon septemspinosa*. *Arch environ Contam Toxicol* 9 : 507-518.
- 26 MURCHELANO R en WALKE R (1985) Epizootic carcinoma in the winter flounder, *Pseudopleuronectes americanus*. *Science (Wash.)* 228 : 587-589.
- 27 PHILLIPS DHJ (1980) Quantitative aquatic biological indicators. *Pollution Monitoring Series*. 488 p.

- 28 PWS ZEELAND (1987) Interimrapportage Werkgroep beleidsplan verontreinigde waterbodems en berging baggerspecie. Provinciale Waterstaat Zeeland, Middelburg.
- 29 REYNDERS JJ (1985) Het bodemkundig milieu van het intergetijdegebied van de Westerschelde. Instituut voor Aardwetenschappen, Rijksuniversiteit Utrecht. 74 p.
- 30 REYNOLDSON TB (1987) Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. *Hydrobiologia* 149 : 53-66.
- 31 RIZA (19??) Onderzoek naar de effecten van sanering bij AKZO, Delfzijl.
- 32 SALOMONS W, BRUIN M DE, DUIN RPW en MOOK WG (1978) Mixing of marine and fluvial sediments in estuaries. Bijdrage gepresenteerd tijdens : 18th Coastal Engineering Conference, August 27-September 2, 1978, Hamburg, FRG.
- 33 SALOMONS W en EYSINK WD (1981) Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the North Sea. *Special publication Int Ass Sediment* : 429-450.
- 34 SALOMONS W en MOOK WG (1981) Field observations of the isotopic composition of particulate organic carbon in the southern North Sea and adjacent estuaries. *Marine Geology* 41 : 11-20.
- 35 SWART JP (1987) Onderzoek naar de verhouding marien-fluviatiel slib in de Westerschelde. Nota NXL-87.015, Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg.
- 36 TERWINDT JHJ (1977) Mud in the Dutch Delta area. *Geologie en Mijnbouw* 56 (3).
- 37 WARTEL S (1977) Composition, transport and origin of sediments in the Scheldt estuary. *Geologie en Mijnbouw* 56 : 219-233.
- 38 WILLEMSSEN J (1977) Population dynamics of Percids in Lake IJssel and some smaller lakes in the Netherlands. *J Fish Res Bd Can* 34 : 1710-1719.
- 39 WOLLAST R en PETERS JJ (1978) Biochemical properties of an estuarine system, the river Scheldt. In : *Biochemistry of estuarine sediments*. UNESCO, Paris.
- 40 WOLLAST R en MARIJNS A (1981) Evaluation des contributions des différentes sources de matière en suspensions à l'envasement de l'Escant. Rapport final au Ministère de la Santé Publique. 152 p.

OVERZICHT VAN FIGUREN

- 1 Vakindeling van het Schelde-estuarium ten behoeve van modelstudies.
- 2 Compartimenten en materiaaltransport in de slibbalans.
- 3 Compartimenten en transport van verontreinigd slib.
- 4 Hoeveelheden onttrokken specie per vak.
- 5 Ontwikkeling van de gestorte hoeveelheden baggerspecie.
- 6 Ontwikkeling van de hoogteligging van Saeftinge, 1962-1987.
- 7 Gehalte van Cs-137(a) en Pb-210 (b) in bodemonsters van Saeftinge.
- 8 Ligging van de bemonsteringslocaties op Saeftinge.
- 9 Gecorrigeerde gehalten van zware metalen in de bodem van Saeftinge.
- 10 Gecorrigeerde gehalten van PCB en HCB in de bodem van Saeftinge.
- 11 Kwaliteit waterbodems in havens langs de Westerschelde.
- 12 Kwaliteit waterbodems in de Westerschelde.
- 13 Berekend slibtransport in de Westerschelde.
- 14 Berekende opbouw van de cadmiumverontreiniging in de Westerscheldebodem.
- 15 Berekende opbouw van de kwikverontreiniging in de Westerscheldebodem.
- 16 Berekende opbouw van de zinkverontreiniging in de Westerscheldebodem.
- 17 Effect van sanering van de lozingen op de gehalten van contaminanten in water en bodem van de Westerschelde.
- 18 Ontwikkeling van de gehalten in water en bodem bij ongewijzigd beleid inzake het storten van baggerspecie.
- 19 Effect van specieberging buiten het systeem op de gehalten van contaminanten in water en bodem van de Westerschelde.
- 20 Effect van het stroomafwaarts storten van specie op de gehalten van contaminanten in water en bodem van de Westerschelde.
- 21 Afname van de komberging van het Verdrongen Land van Saeftinge.
- 22 Interacties tussen abiotische en biotische compartimenten bij de overdracht van contaminanten in aquatische systemen.
- 23 Cadmiumgehalten in Slijkgaper uit de Oosterschelde na experimentele blootstelling aan Westerscheldewater.
- 24 Aantal overlevende *Bathyporeia*'s na tien dagen blootstelling aan havensediment.
- 25 Gemiddelde concentraties van PAK's in sedimentmonsters uit Puget Sound, USA.
- 26 Gemiddelde concentraties van PCB's in sedimentmonsters uit Puget Sound, USA.
- 27 Prevalentie van levertumoren bij Engelse tong in Puget Sound.

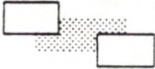
OVERZICHT VAN TABELLEN

- 1 Herkomst van de gemiddelde jaarlijkse vracht aan slib, aangevoerd naar de Schelde.
- 2 Slibgehalte en de verhouding zeeslib/rivierslib in de drie modelvakken van het Westerschelde-estuarium.
- 3 Omvang van de slibuitwisseling via resuspensie en sedimentatie.
- 4 Gemiddelde jaarlijkse slibhoeveelheden betrokken in baggerwerkzaamheden en zandwinning uitgevoerd sinds 1950.
- 5 Overzicht van de gecorrigeerde metaalgehalten in de bodem van de drie vakken, herrekend naar een standaardsediment.
- 6 Grensoverschrijdende jaarvrachten van zwevend stof in de periode 1981-1986, vergeleken met de berekende transporten.
- 7 Lineaire correlatiecoëfficiënten voor relaties tussen de cadmiumconcentratie in drie organismen en enkele milieucompartimenten,
- 8 Concentraties van cadmium en totaal-PCB in slijkgapers verzameld in de Oosterschelde, na 40 dagen blootstelling aan Westerscheldesediment onder verschillende condities.
- 9 Concentratiefactoren bodemdier/bodem, voor enkele mariene organismen.

OVERZICHT VAN BIJLAGEN

- 1 Definitie van symbolen gebruikt in de slibbalans.
- 2 Relatieve waarden van de kwaliteitsnormen voor sediment ten opzichte van de signaleringswaarden uit het RWS-systeem.

COLOFON

omslagfoto	LANDSAT
tekenwerk	A. de Buck
drukwerk	Pitman BV, Goes
redactionele ondersteuning en lay-out	Bureau RDD <i>Aquatic Ecosystems</i> , Groningen 

BIJLAGE 1 Overzicht van gebruikte symbolen in de modelbeschrijving

Symbool	Dimensie	Omschrijving
B	10^3 kg/jaar	Definitieve berging in een willekeurig vak
BA	10^3 kg/jaar	Hoeveelheid opgebaggerde specie per vak
ST	10^3 kg/jaar	Hoeveelheid gestorte specie per vak
E	10^3 kg/jaar	Door erosie uitgewisselde hoeveelheid sediment van de diepe bodemlaag in een willekeurig vak
S	10^3 kg/jaar	Door sedimentatie afgezette hoeveelheid sediment in de diepe bodemlaag van een willekeurig vak
U	10^3 kg/jaar	Snelheid van sedimentuitwisseling tussen watercompartiment en actieve bodemlaag in een willekeurig vak
KB	mg/kg	Kwaliteit van het definitief geborgen materiaal
KSR	mg/kg	Kwaliteit van het aangevoerde rivierslib
KST	mg/kg	Kwaliteit van de gestorte specie
KSUS	mg/kg	Kwaliteit van de het gesuspendeerde sediment
KU	mg/kg	Kwaliteit van de actieve bodemlaag
KE	mg/kg	Kwaliteit van het door erosie verplaatste materiaal van de diepe bodemlaag
KS	mg/kg	Kwaliteit van het afgezette materiaal in de diepe bodemlaag
PR		Percentage rivierslib in een willekeurig vak
PZ		Percentage zeelib in een willekeurig vak
OPP	m^2	Oppervlakte van een modelvak
P		Percentage slib in het bodemcompartiment van een vak
SR	10^3 kg/jaar	Resultierend longitudinaal transport van rivierslib
SZ	10^3 kg/jaar	Resultierend longitudinaal transport van zeelib
SG	10^3 kg/ m^3	Soortelijke massa van droog sediment
j		Nummer van het modelvak
i		Index voor inkomend materiaal in vak j
u		Index voor uitgaand materiaal uit vak j

BIJLAGE 2 Normering van de bodemkwaliteit volgens het RWS-interimsysteem en het BER/WL-systeem

2.1 Correctie van de gemeten gehalten volgens het RWS-interimsysteem

Zware metalen

$$\text{Gecorrigeerde gehalte} = \text{gemeten gehalte} \cdot \frac{(a + 25b + 10c)}{(a + \% \text{lutum} \cdot b + \% \text{org.stof} \cdot c)}$$

waarin a , b en c constanten zijn, die afhankelijk zijn van het metaal (zie tabel 2.1).

TABEL 2.1 Waarden van de constanten a , b en c voor enkele zware metalen.

Metaal		a	b	c
Arseen	(As)	15	0,4	0,4
Cadmium	(Cd)	0,4	0,007	0,0021
Chroom	(Cr)	50	2	0
Koper	(Cu)	15	0,6	0,6
Kwik	(Hg)	0,2	0,0034	0,0017
Lood	(Pb)	50	1	1
Nikkel	(Ni)	10	1	0
Zink	(Zn)	50	3	1,5

Organische microverontreinigingen

$$\text{Gecorrigeerde gehalte} = \text{gemeten gehalte} \cdot \frac{10}{\% \text{org. stof}}$$

De aldus berekende gecorrigeerde gehalten worden vervolgens getoetst aan de klasse-normen die in tabel 2.2 zijn weergegeven.

2.2 Vergelijking van de BER-WL normen met de interim RWS-normen.

Om een zinvolle vergelijking van de beide normeringssystemen mogelijk te maken is het noodzakelijk dat de bodemsamenstelling van het sediment waarop de normen betrekking hebben overeenkomt. Hiertoe zijn de BER-normen, die gelden voor een bodem waarin het gecorrigeerde gehalte aan slib $<16 \mu\text{m}$ (zware

metalen) gelijk is aan 50% en het gecorrigeerde gehalte aan organisch C (organische microverontreinigingen) 100%, omgerekend naar de standaardbodem van de interim RWS-normering. Van deze standaardbodem is het gehalte aan slib $<2\ \mu\text{m}$ vastgesteld op 25% en het gehalte aan organische stof op 10%.

Omrekening van de BER-WL normen

De praktijk leert dat de verhouding tussen de fractie slib $<2\ \mu\text{m}$ en de fractie $<16\ \mu\text{m}$ bij benadering gelijk is aan 2:3. Dit impliceert dat een bodem met 25% slib $<2\ \mu\text{m}$ dus 37,5% slib $<16\ \mu\text{m}$ bevat. De ratio organische stof : organisch C bedraagt ca. 1,7 : 1 zodat de RWS-standaardbodem ca. 6% organisch C zal bevatten. Als bovendien aangenomen wordt dat het calcië-gehalte in dit sediment 10% bedraagt betekent dit dat het gecorrigeerd gehalte aan slib $<16\ \mu\text{m}$ in de standaardbodem 46,8% bedraagt.

De "RWS-standaardbodem" bevat dus 46,8% slib $<16\ \mu\text{m}$. De BER-normen voor zware metalen zijn voor deze bodemsamenstelling gecorrigeerd door vermenigvuldiging met een factor 46,8/50.

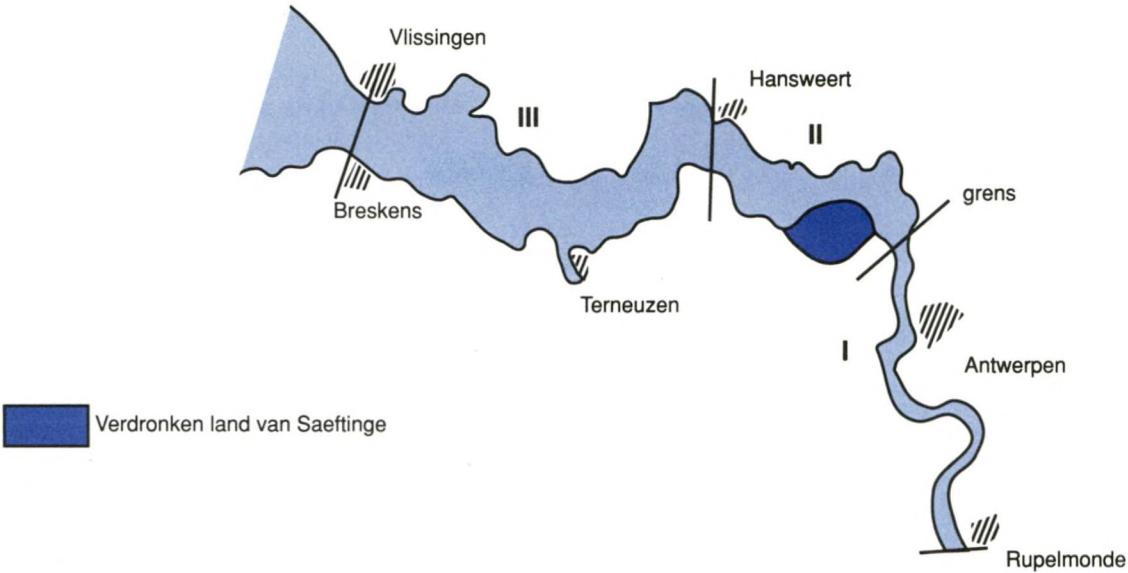
De "RWS-standaardbodem" bevat ca. 6% organisch C. De BER-normen voor organische microverontreinigingen zijn voor deze bodemsamenstelling gecorrigeerd door vermenigvuldiging met een factor 6/100.

Op deze wijze is het mogelijk de BER-WL normen om te rekenen naar normen voor een bodem met een sedimentsamenstelling die overeenkomt met de RWS-standaardbodem. Het resultaat van deze omrekening is aangegeven in tabel 2.2.

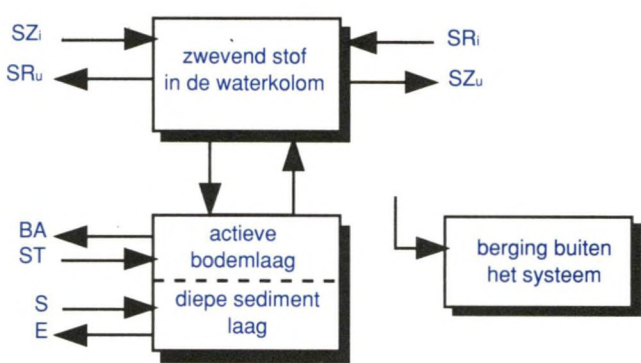
TABEL 2.2 RWS-interim- en BER / WL-normen herrekend naar RWS-standaardbodem.

Stof	RWS 1-2	BER I-II	RWS 2-3	BER II-III	RWS 3-4	BER III-IV
Gehalten in mg/kg droge stof						
Arseen	29,0	21,6	45,0	30,0	100,0	103,2
Cadmium	0,8	5,6	7,5	17,8	30,0	30,0
Chroom	100,0	178,2	155,0	206,4	600,0	515,9
Koper	36,0	56,3	90,0	178,2	400,0	347,0
Kwik	0,3	1,4	1,6	8,4	15,0	15,0
Lood	85,0	103,2	160,0	431,5	700,0	619,1
Nikkel	35,0	32,8	45,0	61,0	100,0	75,0
Zink	140,0	347,0	1000,0	1088,0	2500,0	2185,0
Olie	500,0	1172,0	3000,0	2345,0	5000,0	4408,0
EOCL	5,5	7,2	7,0	10,8	20,0	25,2
Naftaleen	0,2	-	0,75	-	3,0	-
Anthraceen	0,2	-	0,75	-	3,0	-
Fenantreen	0,2	-	0,75	-	3,0	-
Chryseen	0,2	-	0,75	-	3,0	-
Benzo(a)anthraceen	0,2	-	0,75	-	3,0	-
Fluorantheen	1,2	0,48	2,0	1,2	7,0	5,4
Benzo(b)fluorantheen	0,55	0,60	0,75	1,2	3,0	4,2
Benzo(k)fluorantheen	0,55	0,24	0,75	0,48	3,0	1,2
Benzo(a)pyreen	0,2	0,36	0,75	0,72	3,0	2,4
Benzo(g,h,i)peryleen	0,2	0,36	0,75	0,72	3,0	2,4
Indeno(1,2,3-c,d)pyreen	0,2	0,84	0,75	1,2	3,0	5,4
som 6 PAK's Borneff	2,3	3,0	4,6	6,0	17,0	22,8
Gehalten in µg/kg droge stof						
PCB-28	4,0	24	30	48	100	96
PCB-53	4,0	24	30	60	100	120
PCB-101	4,0	24	30	60	100	120
PCB-138	4,0	24	30	60	100	120
PCB-153	4,0	24	30	60	100	120
PCB-180	4,0	12	30	36	100	72
som 6 PCB's	20,0	120	150	300	400	600
HCH	2,5	12	15	120	500	600
HCB	2,5	12	15	120	500	600
Heptachloorepoxide	2,5	12	15	120	500	600
Aldrin	2,5	12	15	120	500	600
Dieldrin	2,5	12	15	120	500	600
Endrin	2,5	12	15	120	500	600
Endosulfan	2,5	12	15	120	500	600
DDT	2,5	12	15	120	500	600
DDD	2,5	12	15	120	500	600
DDE	2,5	12	15	120	500	600
som chloorkoolwaterst.	20	-	100	-	2500	-

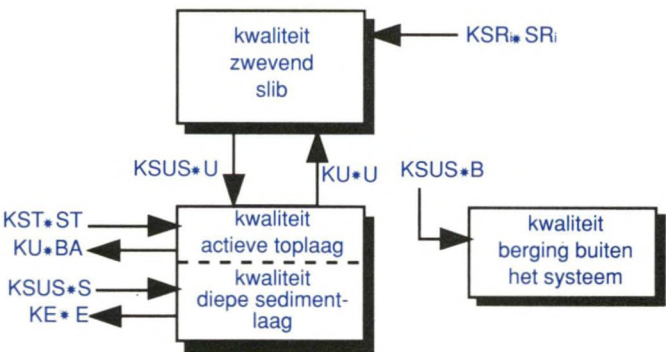
figuur 1 :
Vakverdeling Westerschelde voor model-berekeningen



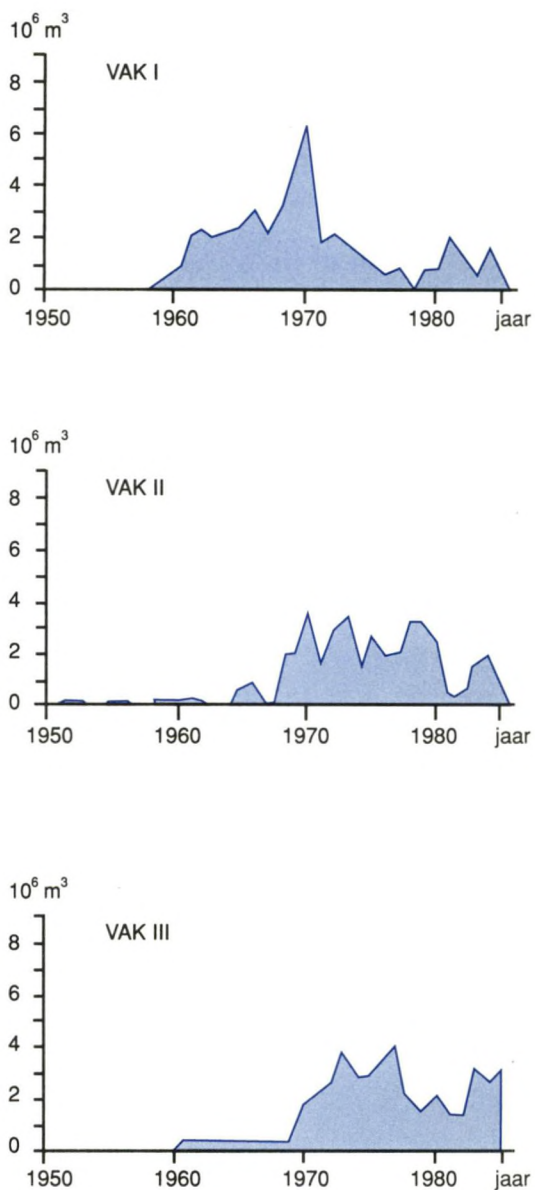
figuur 2 :
Compartimenten en materiaaltransport in de slibbalans



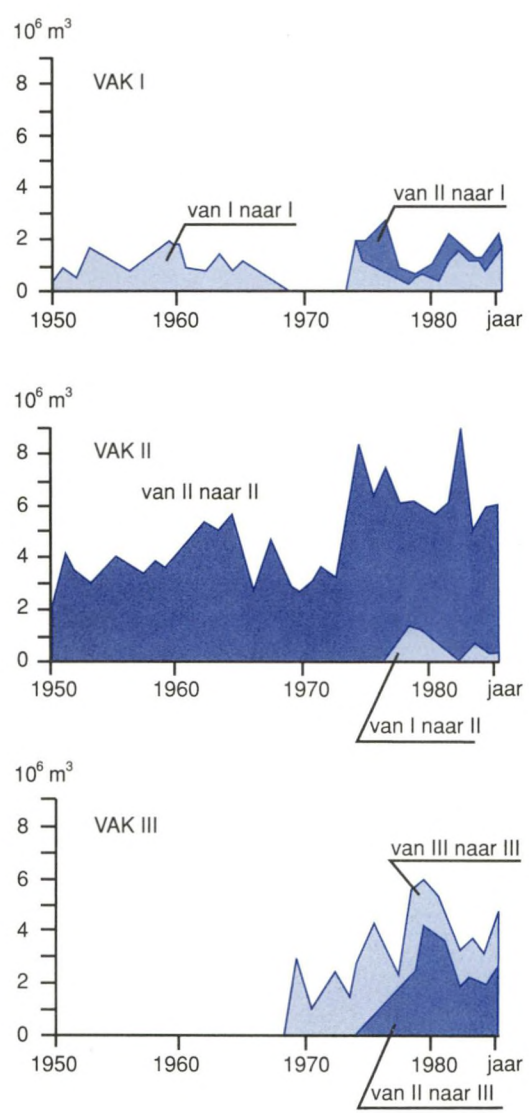
figuur 3 :
Compartimenten en materiaaltransport van verontreinigd slib



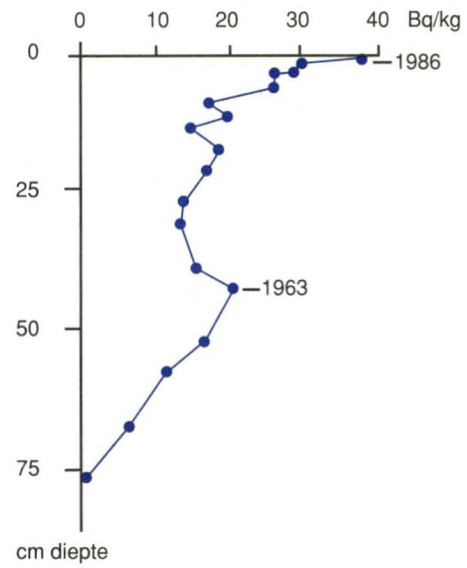
figuur 4 :
Hoeveelheid onttrokken specie per vak



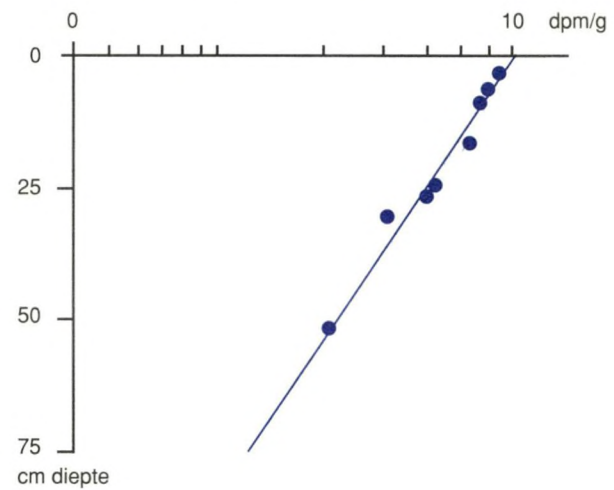
figuur 5 :
Stortactiviteiten



figuur 7a :
¹³⁷Cs gehalte in Saeftinghe bodemmonsters



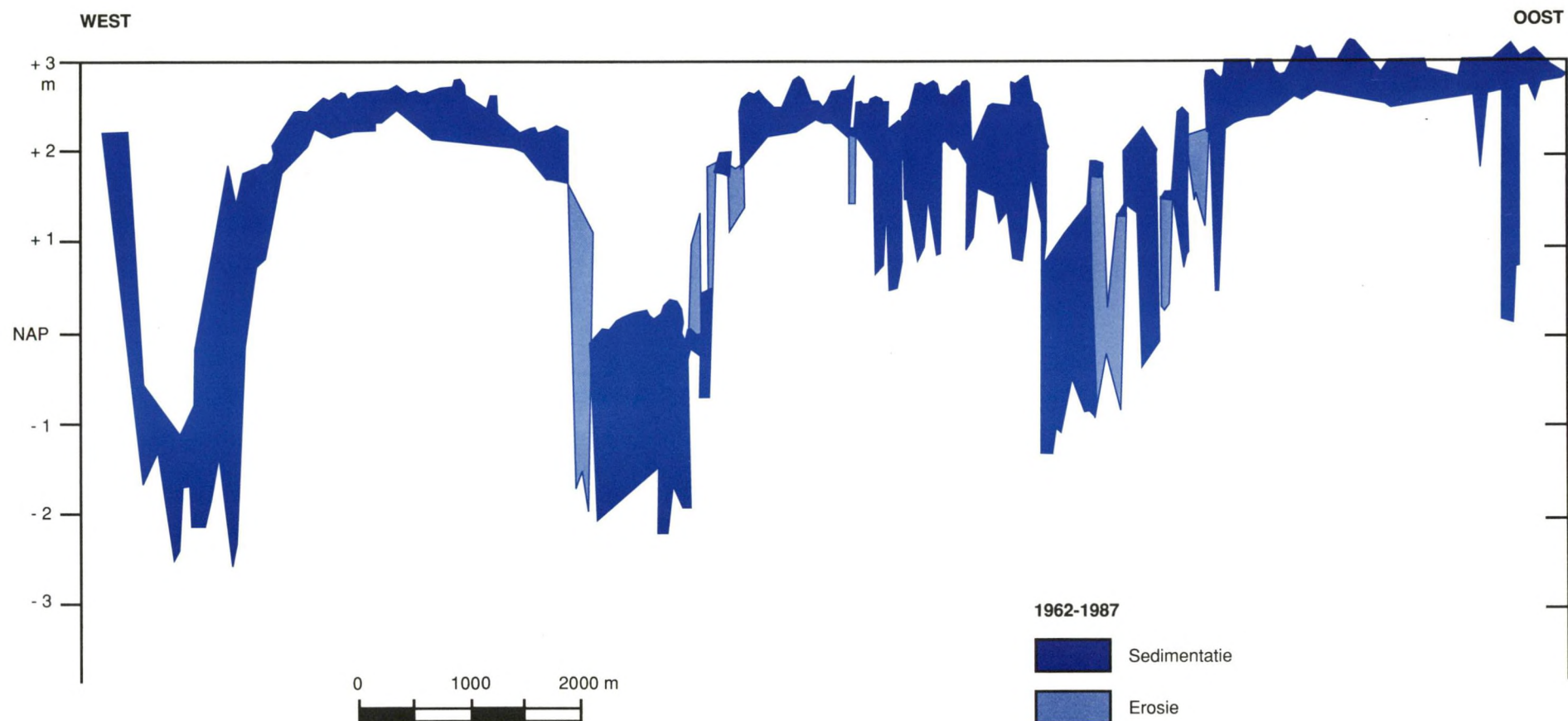
figuur 7b :
²¹⁰Pb gehalte in Saeftinghe bodemmonsters



figuur 8 :
Bemonsteringslokaties bodemkwaliteitsonderzoek Saeftinghe

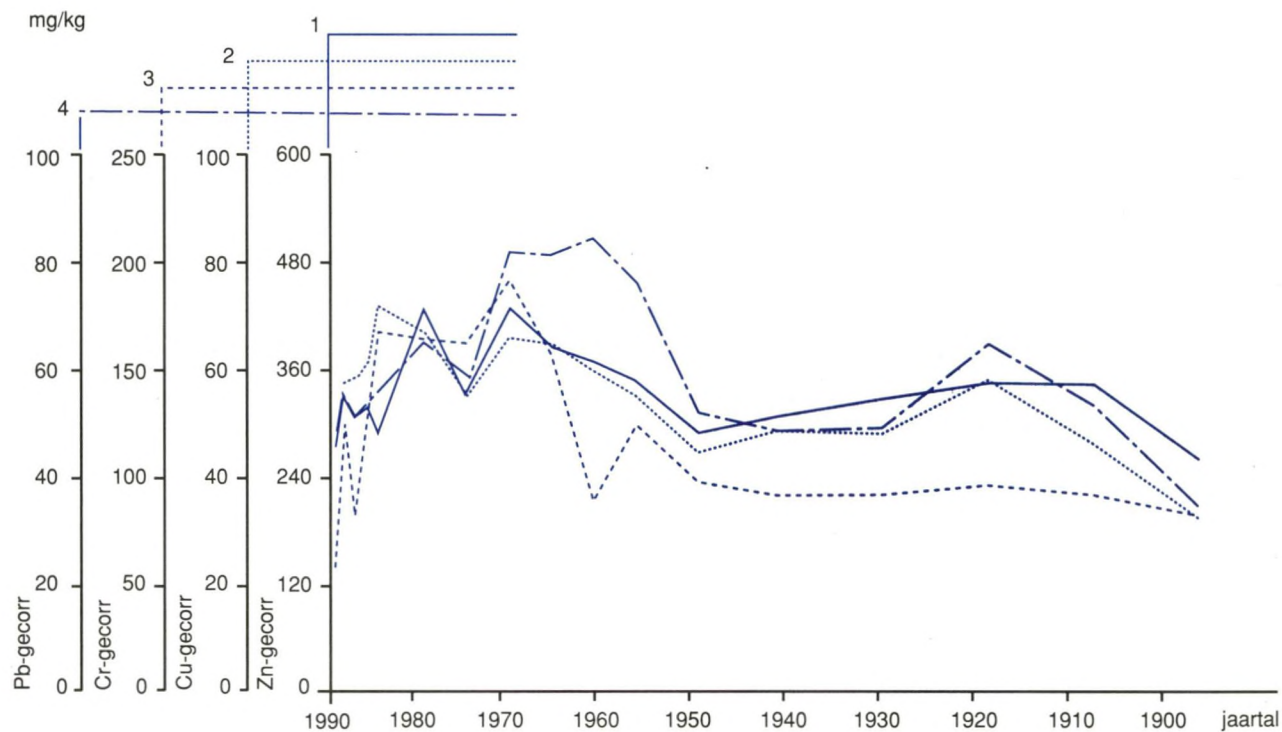


figuur 6 :
Hoogteligging bodem Saeftinghe 1962, 1987



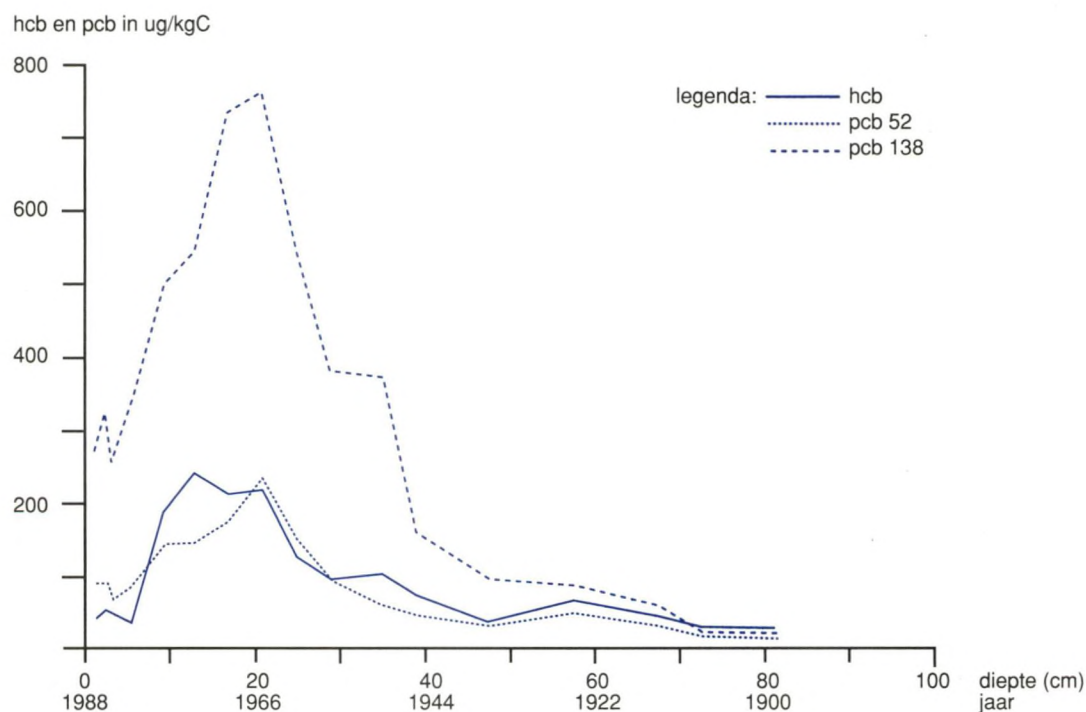
figuur 9 :

Gecorrigeerde gehalten zware metalen in de bodem van Emanuel-Schor



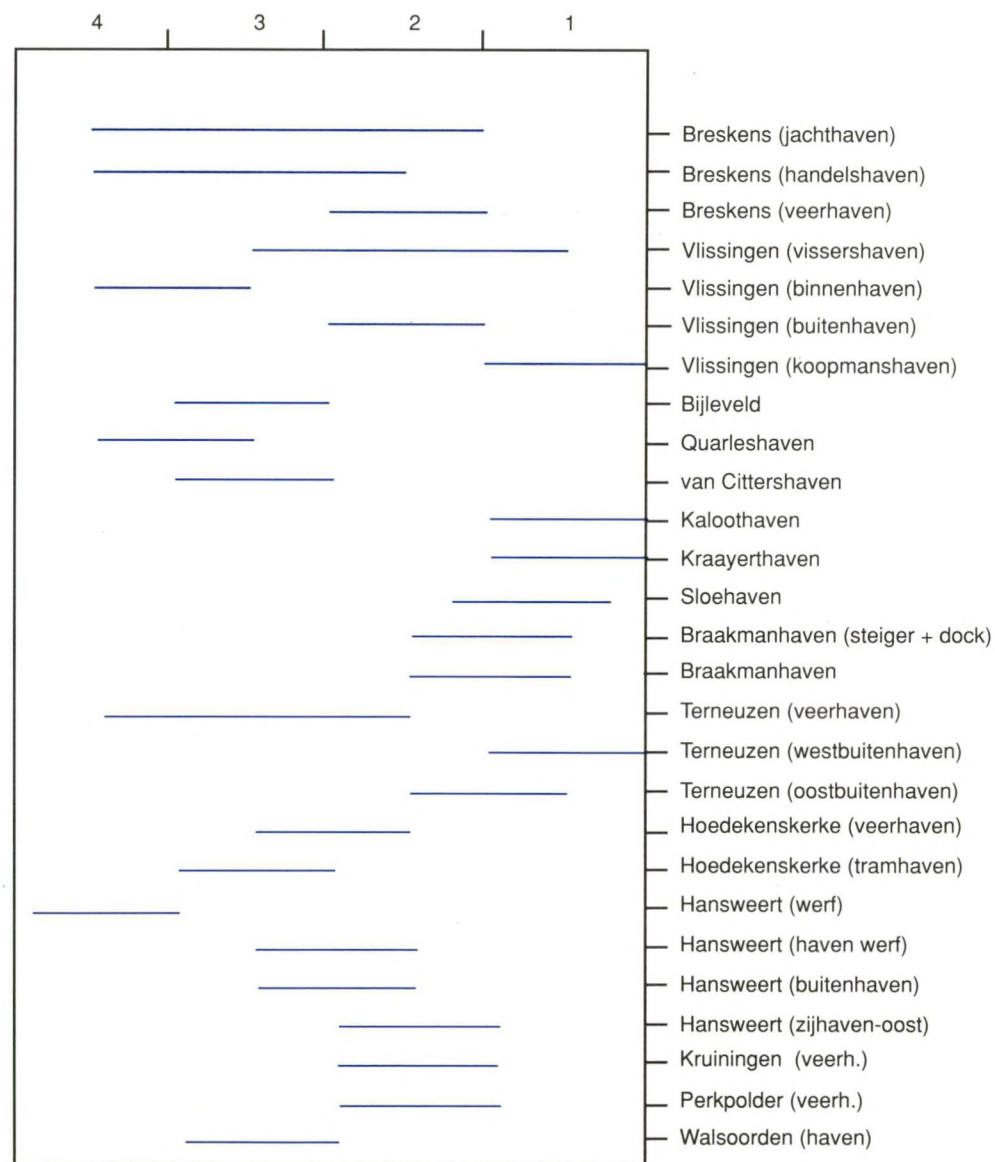
figuur 10 :

HCB en PCB gehalten, gestandaardiseerd op organisch koolstof, in de bodem van Emanuel-schor (fractie < 63 μm).



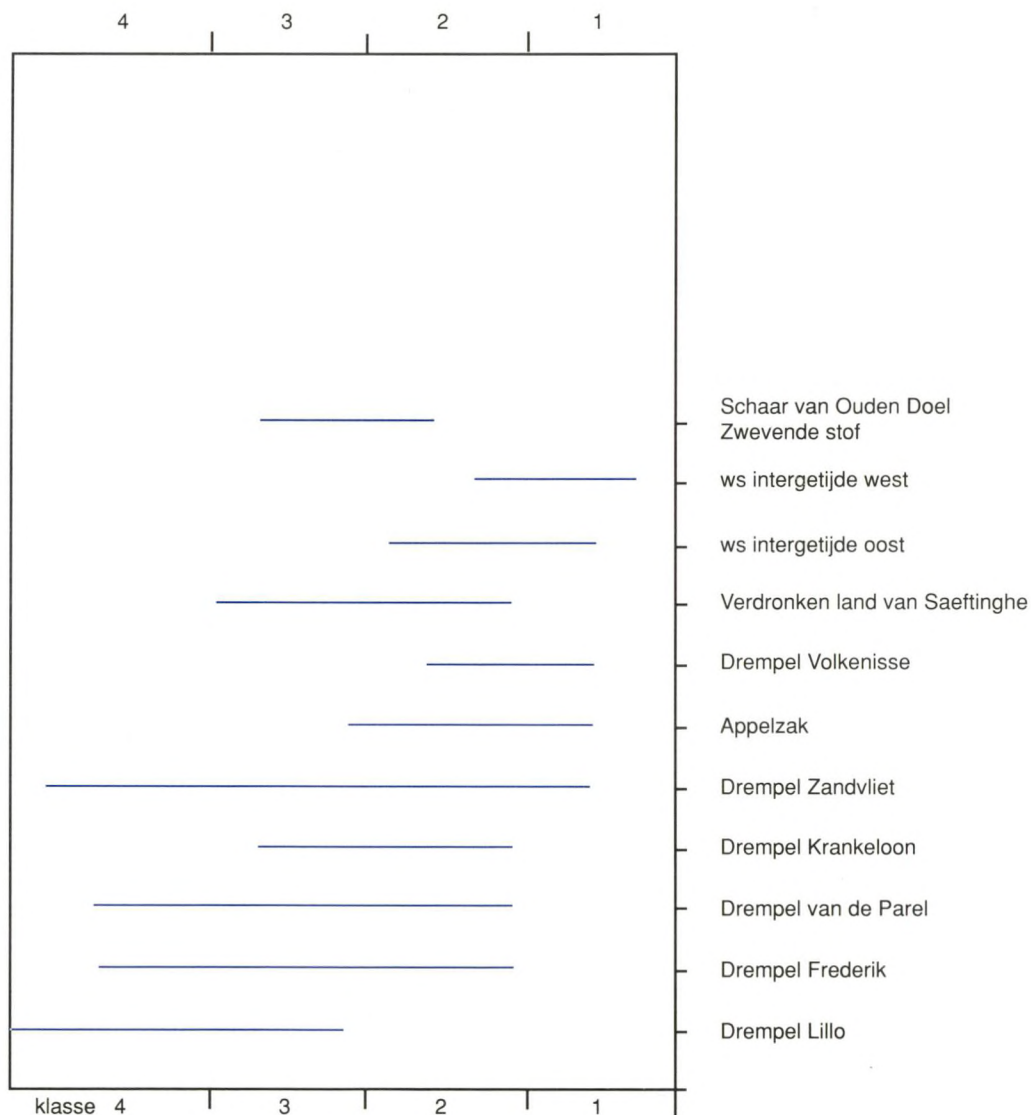
figuur 11 :

Kwaliteit waterbodems havens Westerschelde,
Klassificatie cf. interim-normeringssysteem RWS



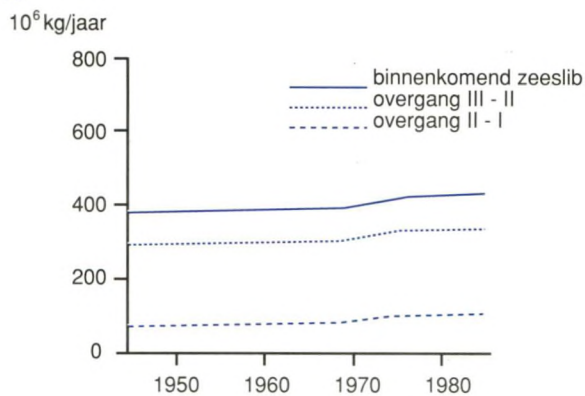
figuur 12 :

Kwaliteit waterbodems in de Westerschelde

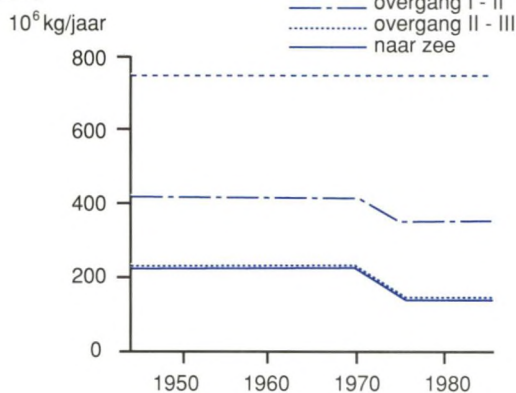


figuur 13 :
Berekend slibtransport in de Westerschelde

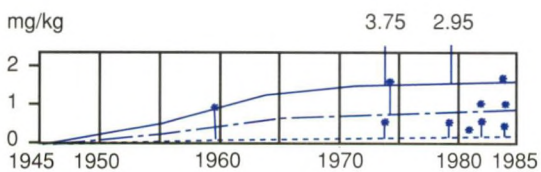
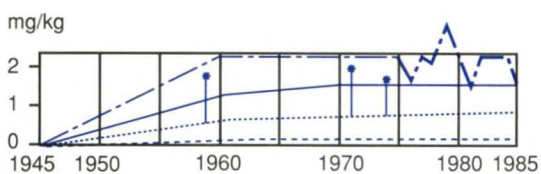
zeeslib



rivierslib

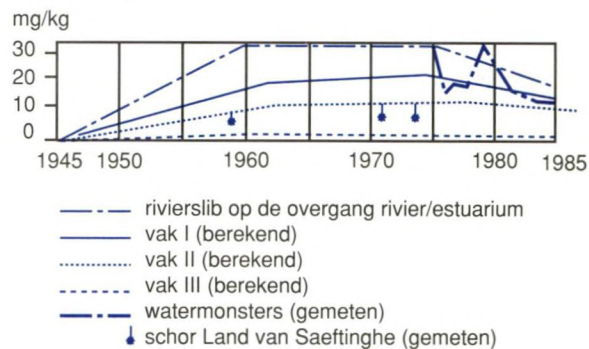


figuur 15 :
Berekende opbouw van de kwikverontreiniging in de Westerschelde (legenda zie fig. 14)

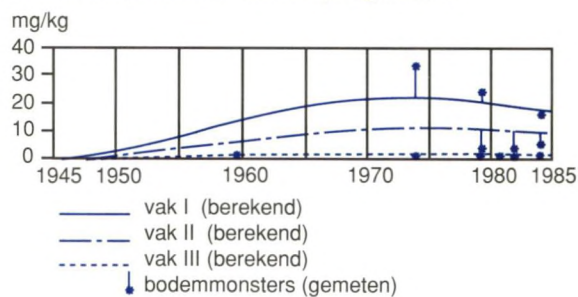


figuur 14 :
Berekende opbouw van de cadmiumverontreiniging in de Westerschelde

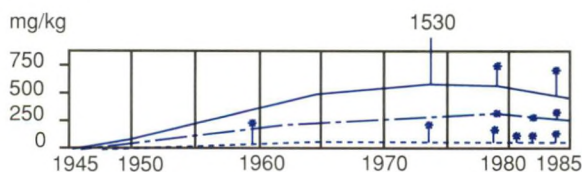
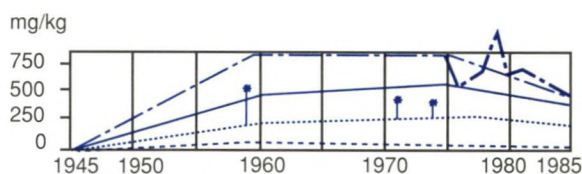
Kwaliteit van het compartiment zwevend slib



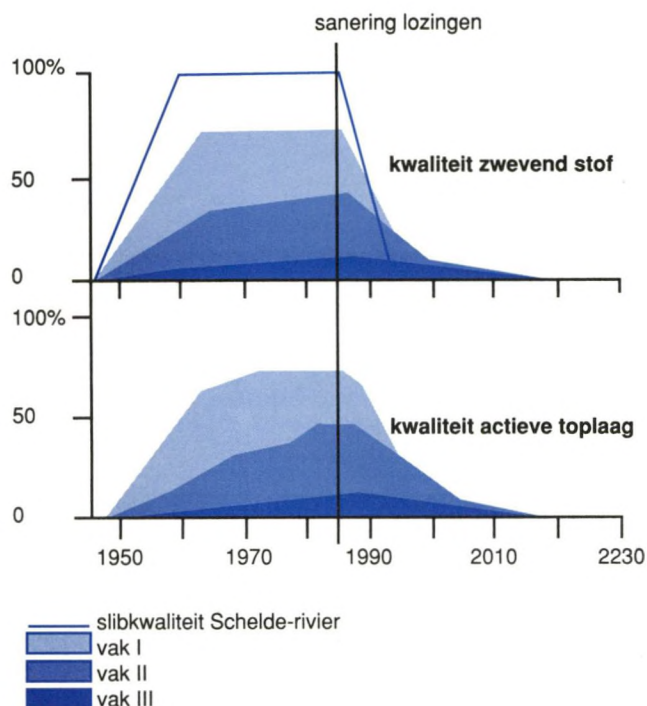
Kwaliteit van het compartiment actieve toplaag bodem



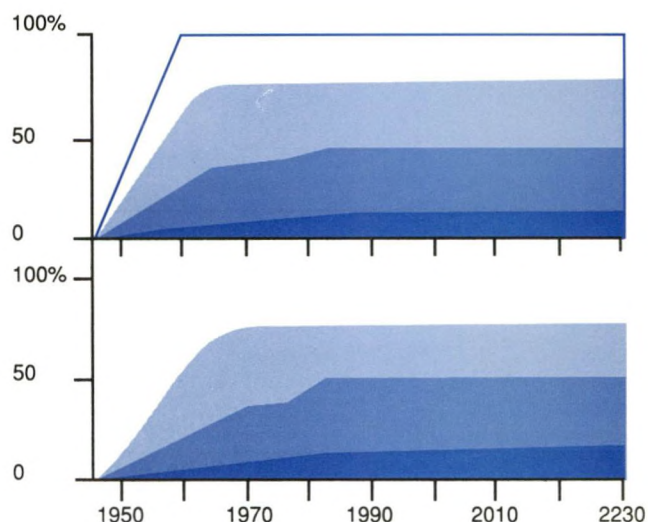
figuur 16 :
Berekende opbouw van de zinkverontreiniging in de Westerschelde (legenda zie fig. 14)



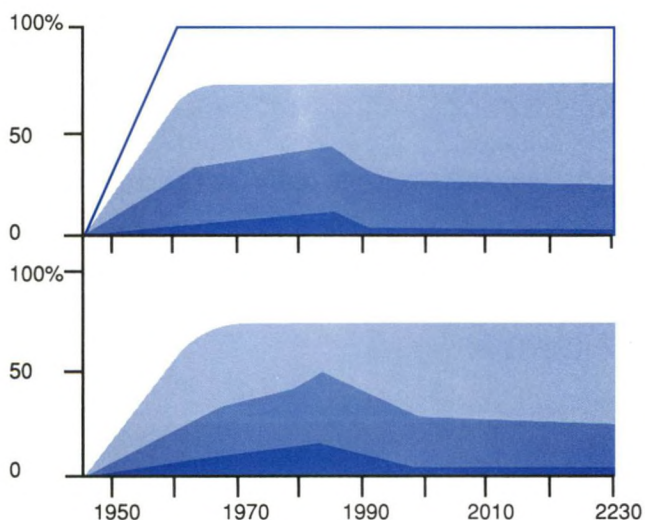
figuur 17 :
Effect van de sanering van lozingen op gehalten in
water en bodem van de Westerschelde
(100% = maximum vervuiling rivierslib)



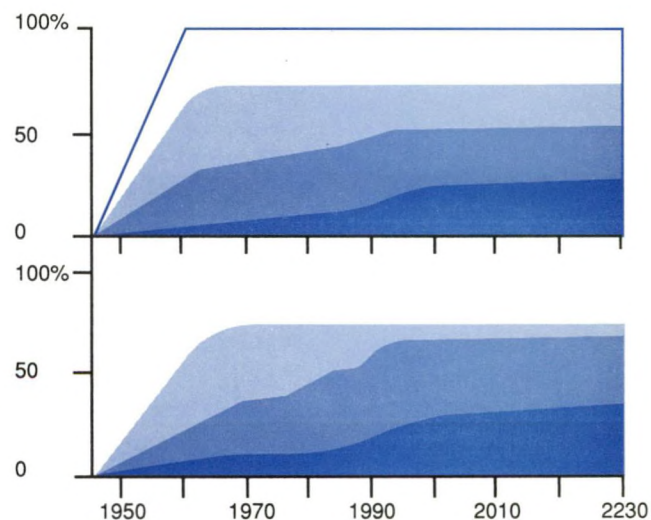
figuur 18 :
Het effect van ongewijzigd beleid met betrekking tot het
storten van baggerspecie (legenda, zie fig. 17)



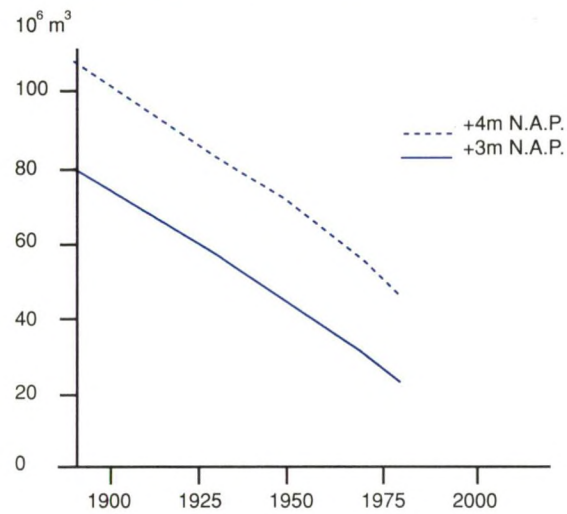
figuur 19 :
Effect van het bergen van baggerspecie buiten
het systeem (legenda, zie fig. 17)



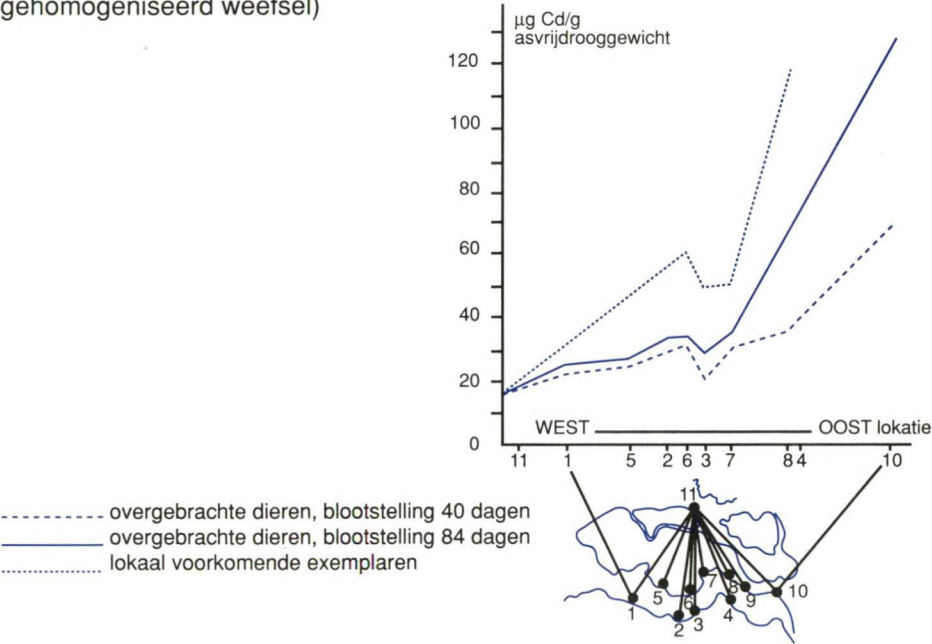
figuur 20 :
Effect van het stroomafwaarts storten van baggerspecie
(legenda, zie fig. 17)



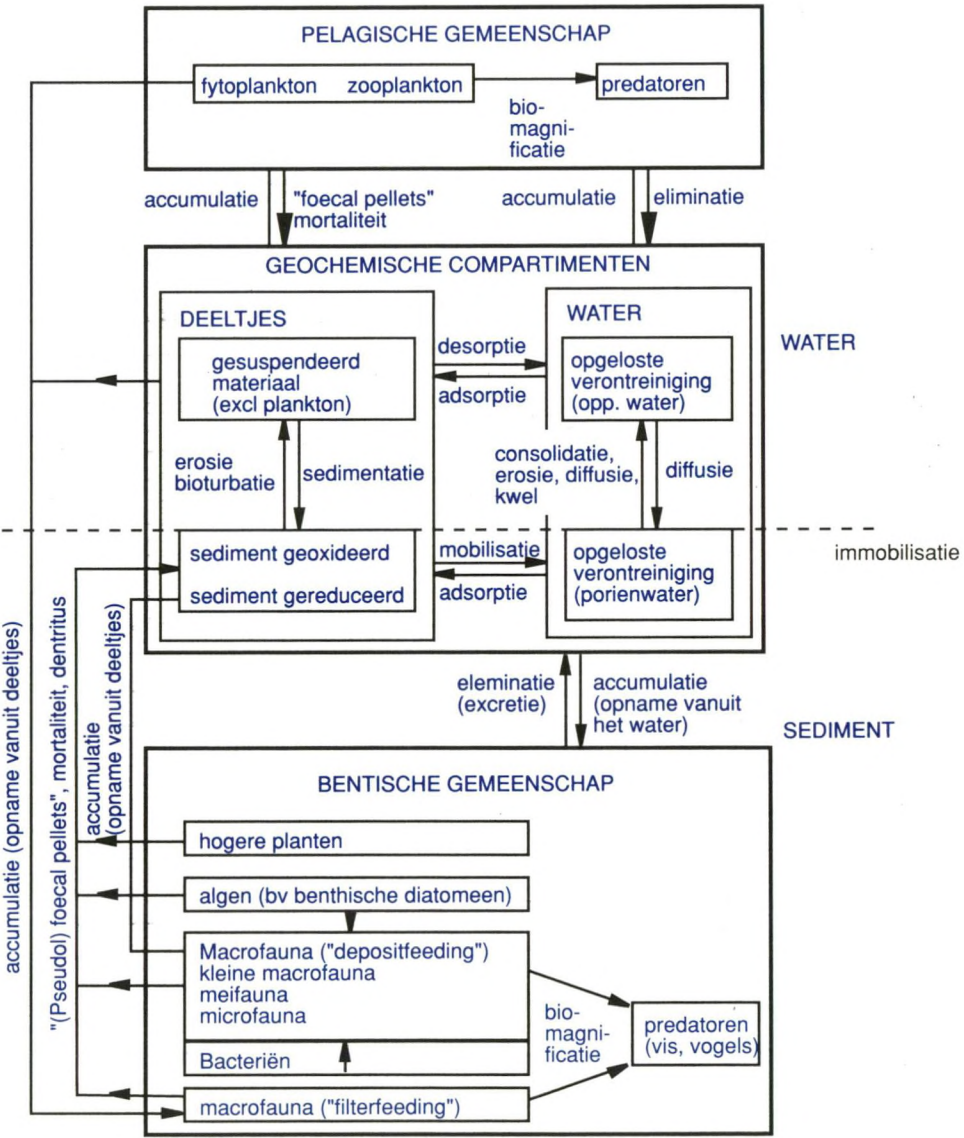
Figuur 21 :
 Afname van de komberging van het Verdrunken Land van Saeftinghe



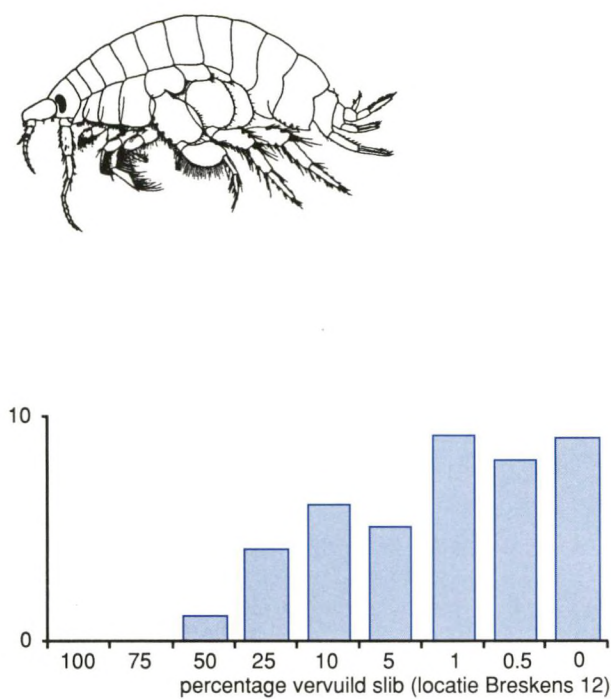
Figuur 23 :
 Cadmiumgehalte in slijkgapers afkomstig uit de Oosterschelde, na 40 resp. 84 dagen verblijf in de Westerschelde. (gehalte gemeten in gehomogeniseerd weefsel)



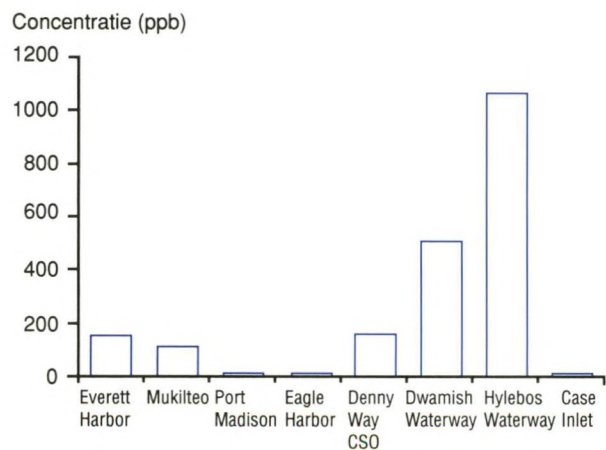
Figuur 22 :
 Interacties tussen abiotische en biotische compartimenten bij de overdracht van verontreinigingen in aquatische systemen.



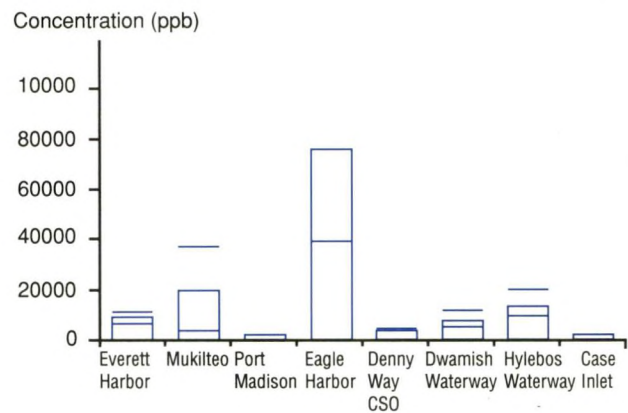
figuur 24 :
Aantal overlevende Bathyporeia's na 10 dagen



figuur 26 :
Gemiddelde concentraties (in ppb, drooggewicht) van PCB's in sedimentmonsters van stations in de Puget Sound, U.S.A. (uit: Mulins et al., 1987)



figuur 25 :
Gemiddelde concentraties (in ppb, drooggewicht gem. standaardafwijking) van aromatische koolwaterstofverbindingen in sedimentmonsters van stations in de Puget Sound, U.S.A. (uit: Mulins et al., 1987)



figuur 27 :
Voorkomen van levertumoren bij Engelse Tong op verschillende locaties in Puget Sound, U.S.A. (het getal boven de balken geeft het onderzocht aantal dieren aan) (uit: Mulins et al., 1987)

